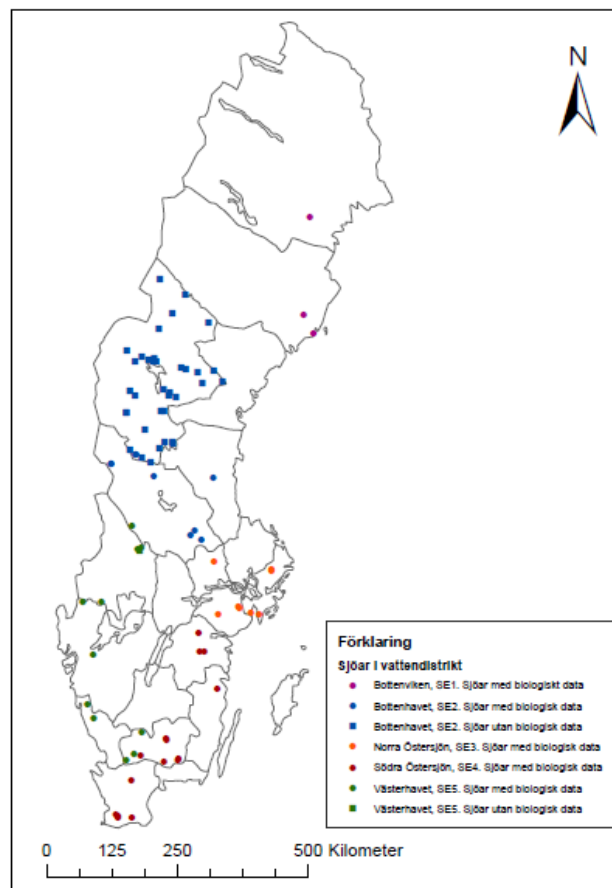


Analys av varför sjöar klassats till dålig ekologisk status

– Rapporterade enligt vattendirektivet 2015

Lakes reported with bad ecological status 2015

Jenny Näslund



Sverigekarta över sjöar klassificerade med dålig ekologisk status. Punktfärg illustrerar vattendistriktet sjön tillhör och punktform om sjön har/inte har biologiskt underlag. Underlagskarta: GSD-Sverigekartan, vektor 1:10 miljoner © Lantmäteriet.

Analys av varför sjöar klassats till dålig ekologisk status – Rapporterade enligt vattendirektivet 2015

Lakes reported with bad ecological status 2015

Jenny Näslund

Handledare: Stina Drakare, Sveriges lantbruksuniversitet,
Institutionen för vatten och miljö

Examinator: Tobias Vrede, Sveriges lantbruksuniversitet,
Institutionen för vatten och miljö

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: Grundnivå, G2E

Kurstitel: Självständigt arbete i miljövetenskap

Kurskod: EX0688

Program/utbildning: Biologi och miljövetenskap- kandidatprogram

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2017

Omslagsbild: Jenny Näslund

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: Dålig ekologisk status, biologisk kvalitetsfaktor, hydromorfologisk kvalitetsfaktor, expertbedömning, vattendirektivet, vattenförekomst

**Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences**

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för vatten och miljö

Sammanfattning

Vattendirektivet 2000/60/EG infördes i Europeiska Unionen med syfte att skydda Europas vattenresurser. Målet är att alla vattenförekomster ska uppnå god vattenstatus till år 2015, alternativt 2021 och senast 2027. Vattenförekomster är exempelvis sjöar och vattendrag. För att öka förståelsen för vattnens tillstånd ska det identifieras och övervakas under en sexårig vattenförvaltningscykel. Den ekologiska statusen bedöms utifrån tre delar, där biologiska kvalitetsfaktorer väger tyngst följt av fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Ekologisk status klassas i en femgradig skala; hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig status. Om vattenförekomsten klassificeras till måttlig eller sämre status måste åtgärdsprogram upprättas.

Syftet med denna studie är att analysera varför svenska sjöar har fått den sämsta ekologiska statusen, dålig, under den andra bedömningscykeln, 2010-2015. Arbetsmaterialet utgörs av en statussammanställning av sjövattenförekomster som exporterats från databasen VISS.

Resultatet visade att 83 sjöar klassificerats till dålig ekologisk status, merparten av sjöarna är belägna i Bottenhavets vattendistrikt. Analysen visar att 46 sjöar har minst en biologisk kvalitetsfaktor klassad och de andra 37 sjöarna saknar biologiskt data-underlag. Den avgörande kvalitetsfaktorn för sjöarnas dåliga ekologiska status var framförallt växtplankton för sjöar med biologisk data. Oftast har bara en av fyra biologiska kvalitetsfaktorer bedömts. Expertbedömningar har gjorts för majoriteten av sjöarna och ingående kvalitetsfaktorer exempelvis nedbedömdes fiskstatusen till dålig i flera fall pga. att sjön är regleringspåverkad. Utredningen visar också på att en indikativ modell har använts för 36 sjöar i Bottenhavets vattendistrikt för att biologisk data saknas. Miljögifter är det vanligaste ytvattenrelaterade miljöproblemet för de 83 sjöarna följt av förändrade habitat genom fysisk påverkan och då främst i Norrlands inland. Försurning förekommer i störst utsträckning hos sjöarna i sydväst medan övergödning finns i de östra delarna av Sverige. För att höja den dåliga statusen föreslås 35 olika typer av åtgärder, flest riktade mot övergödning, hos sjöar med biologisk data. För sjöar utan biologisk data föreslås 12 olika typer av åtgärder främst för att underlätta vandring av fisk. Den generella slutsatsen av denna studie är att expertbedömningar har visats sig ha stor inverkan på sjöarnas ekologiska status. För att öka harmoniseringen av bedömningarna skulle de behöva utföras på ett mer likartat sett inom landet. En alternativ statusbedömning visar att mer än hälften av sjöarna skulle få måttlig status om expertbedömningar frångås. För att verifiera sjöarnas dåliga status skulle helst mer biologiska provtagningar göras. Några expertbedömningar tyder också på att vissa biologiska kvalitetsfaktorer bedömningsgrunder skulle behöva vara bättre kopplade till hydromorfologisk påverkan.

Nyckelord: Dålig ekologisk status, biologisk kvalitetsfaktor, hydromorfologisk kvalitetsfaktor, expertbedömning, vattendirektivet, vattenförekomst

Abstract

The Water Framework Directive 2000/60/EG was incorporated in the European Union with the purpose to protect European water resources. The goal is that all water bodies shall achieve good water status until 2015, or 2021 and not later than 2027. Examples of water bodies are lakes and rivers. The water bodies' conditions are identified and monitored during six year water management cycles. Three quality factors are included in the assessment of the ecological status, and the most important one is biology. Physicochemical and hydromorphological quality factors have just a support function. Ecological status is classified in a five-degree scale; high, good, moderate, poor and bad status. If the status gets moderate or worse a program of measures must be established to improve the status of the water body.

The aim of this thesis is to analyze why Swedish lakes have gotten the worst ecological status, bad, during the second period, 2010-2015. The working material consists of a status summary for lakes exported from the database VISS.

The results showed that 83 lakes were classified with bad ecological status and most were located in water district "Bottenhavet". The analysis present that 46 lakes have at least one biology quality factors classified and the other 37 lakes are missing biological data. For the lakes with biological data, phytoplankton was most often the critical parameter. Usually only one of four biological quality factor was assessed. Expert judgements were used for the majority of lakes and related quality factors. For example the status for fish has been lowered to bad in many cases because the lake is regulated. The investigation also showed that an indicative model was used for 36 lakes in "Bottenhavet" water district because biological data is missing. The most common surface related environmental problems are environmental pollutants followed by changed habitat by physical impact, mainly in the inland of northern Sweden. Acidification is mainly a problem in lakes in southwestern Sweden and eutrophication in the east parts. To improve the bad status 35 different types of actions are proposed, mostly directed against eutrophication, in lakes with biological data. For lakes without biological data 12 different types of actions are proposed and mostly targeted to free passage for fish. The general conclusion of this thesis is that expert judgement has a big impact for the lakes' ecological status. To increase the harmonization of the assessments they would carried out more similarly in the country. An alternative assessment shows that more than half of all the lakes would have moderate status if the expert judgement are excluded. More biological data are needed to verify the bad status of the lakes. Some of the expert judgement also indicate that a few of the assessment criteria of biological quality factors should be better at indicating hydromorphological impact.

Keywords: Bad ecological status, biological quality factor, hydromorphological quality factor, expert judgment, Water Framework Directive, water bodies

Innehållsförteckning

1	Inledning	5
1.1	Vattendirektivet	5
1.2	Syfte	6
1.3	Statusklassificering	7
1.3.1	Ekologisk status	7
1.3.2	Ekologisk potential	10
1.4	Biologiska kvalitetsfaktorer	10
1.4.1	Växtplankton	11
1.4.2	Bottenfauna	11
1.4.3	Makrofyter	11
1.4.4	Fisk	12
1.5	Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer	12
1.6	Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer	13
1.7	Expertbedömning	13
1.7.1	Den indikativa modellen	14
1.7.2	Tillförlitlighetsklassning av ekologisk status	14
1.8	Weserdomen	14
1.9	Frågeställningar	15
2	Material och metod	16
2.1	Bearbetning av data	16
2.1.1	Avgränsningar och urval av sjövattenförekomster	16
2.1.2	Indelning av sjövattenförekomsterna i två grupper	17
2.1.3	Gruppering av föreslagna åtgärder	17
2.1.4	Alternativ statusbedömning	18
3	Resultat	19
3.1	Översiktlig beskrivning av sjövattenförekomsternas bedömningar	19
3.2	Sjöar med biologiska kvalitetsfaktorer klassade	23
3.2.1	Bedömda biologiska kvalitetsfaktorer	23
3.2.2	Hur gamla data baseras bedömningen på?	23
3.2.3	Har prover tagits med rekommenderad frekvens?	24
3.2.4	Avgörande kvalitetsfaktor för statusbedömning	25
3.2.5	Ytvattenrelaterade miljöproblem och möjliga åtgärder för att höja den ekologiska statusen	27
3.3	Sjöar med ej klassade biologiska kvalitetsfaktorer	35

3.3.1	Avgörande faktor för statusbedömning	35
3.3.2	Ytvattenrelaterade miljöproblem och möjliga åtgärder för att höja den ekologiska statusen	36
4	Diskussion	39
4.1	Sjöarnas geografiska position i Sverige	39
4.2	Avgörande kvalitetsfaktor för den ekologiska statusen	39
4.2.1	Kvalitetsfaktorer expertbedöms	40
4.2.2	Sjöar klassade med den indikativa modellen	41
4.3	Statusklassificeringarnas osäkerhet	42
4.4	Ytvattenrelaterade miljöproblem och föreslagna åtgärder i sjöar med dålig ekologisk status	43
4.5	Slutsats	45
	Referenslista	46
	Bilaga 1	48
	Bilaga 2	52

1 Inledning

1.1 Vattendirektivet

När Sverige anslöt sig till Europeiska Unionen (EU) innebar det en del förpliktelser i och med medlemskapet (Michanek & Zetterberg, 2017). EU-rätten har genom detta fått en betydande roll för miljöarbetet i Sverige. När det gäller förvaltning av vatten infördes vattendirektivet 2000/60/EG som en ram för medlemsstaternas gemensamma åtgärder för vatten (*Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG*). Övergripande syftar direktivet till att långsiktigt skydda gemensamma vattenresurser såväl för yt- som grundvatten. Att bevara och förbättra en god vattenkvalité är viktigt inte minst för att säkerställa dricksvatten. Medlemsstaterna ska gemensamt sträva efter att bevara och upprätthålla en god vattenstatus och vidta nödvändiga åtgärder för att uppnå detta.

Direktivet grundar sig på förvaltning av enskilda vattenförekomster inom ett avrinningsområde, ett vattendistrikt ansvarar sedan för ett eller flera avrinningsområden (Michanek & Zetterberg, 2017). En ytvattenförekomst definieras enligt vattendirektivet som:

”En avgränsad och betydande ytvattenförekomst som exempel en sjö, ett magasin, en å, flod eller kanal, ett vatten i övergångszon eller en kustvattensträcka” (*Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG*).

I texten kommer en ytvattenförekomst benämnas sjö alternativt vattenförekomst fortsättningsvis med anledning av att arbetet fokuserar på svenska sjöar. En vattenförekomsts tillstånd ska klassificeras och mål bestämmas för att uppnå god vattenstatus (Michanek & Zetterberg, 2017). I vattendistriktet ska miljökvalitetsnormer fastställas och om nödvändigt ska åtgärdsprogram upprättas och genomföras för att nå detta. En kontinuerlig uppföljning och utvärdering ska göras av åtgärdsprogrammen. Under en sexårig period, vattenförvaltningscykel, ska vattenförekomstens miljötillstånd identifieras, övervakas och rapporteras. I Sverige ansvarar en vattenmyndighet i varje vattendistrikt för vattenförvaltningscykeln. De fem vattendistrikten är; Bottenviken, Bottenhavet, Norra Östersjön, Södra Östersjön

och Västerhavet (ibid). Den svenska lagstiftningen införlivar vattendirektivet främst genom 5 kap. Miljöbalken (*SFS 1998:808*) och Vattenförvaltningsförordningen (*SFS 2004:660*). Mer ingående detaljer gällande miljökvalitetsnormer och klassificering av ytvattenförekomster finns i Havs- och Vattenmyndighetens föreskrift HVMFS 2013:19.

I artikel 4 till vattendirektivet framgår det att alla ytvattenförekomsters status senast år 2015 ska ha ”god ytvattenstatus”. Uppnår inte vattenförekomsten god status i tid, kan tiden förlängas förutsatt att inga försämringar hos vattenförekomstens status sker (*Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG*). Målet för god ytvattenstatus ska senast uppnås till slutet av nästkommande planeringscykel år 2021 alternativt 2027 (Michanek & Zetterberg, 2017).

Vid en utvärdering tio år efter införandet av vattendirektivet visas att målet, god vattenstatus, är ett ambitiöst mål (Hering *et al.*, 2010). Tillståndsbedömningarna är mer komplexa än vad som förväntades. Utvärderingen föreslår fortsättningsvis att statusbedömningarnas osäkerheter uppskattas och förståelsen för påverkanskällornas inverkan på osäkerheten klargörs. Under den första bedömningscykeln rapporterades endast 42 % av Europas ytvattenförekomster till god ekologisk status (European Environment Agency, 2012). Sjöar hade bättre status än vattendrag vilket beror att mer än hälften av Europas sjöar finns i Sverige och Finland där påverkanstrycket från befolkning och jordbruk är lägre jämfört med övriga Europa. Införandet av vattendirektivet har krävt stora kunskaper och resurser för att samla in underlag för identifiering av vattenförekomsternas tillstånd inom hela EU (Hering *et al.*, 2010). Det har i sin tur medfört utveckling av bedömningsgrunder och standardiserade metoder samt gett ökad kännedom om vattnens tillstånd. För att öka harmoniseringen mellan länders bedömningar och klassificeringar har interkalibreringar genomfört på EU-nivå (Poikane *et al.*, 2014). Nästan 300 metoder har tagits fram totalt för bedömning av ytvattens ekologiska status i EU, de flesta metoder fokuserar på övergödning och organiska föroreningar (Birk *et al.*, 2012). I Sverige fokuserar man även på hur ytvattens ekosystem påverkas av luftburna föroreningar, försurande ämnen och deposition av kvicksilver (Lindegarth *et al.*, 2016).

1.2 Syfte

I detta arbete behandlas de svenska sjöar som enligt vattendirektivet 2000/60/EG senaste rapportering klassificeras till den sämsta statusklassningen, dålig ekologiska status. Den senaste rapporteringen är från den andra bedömningscykeln, 2010-2015. Syftet är att identifiera vilka påverkansfaktorer som orsakat den låga ekologiska statusen och om det finns någon trend kring var sjöarna ligger. En utredning kommer göras gällande hur tillförlitlig och säkra statusbedömningarna är. De föreslagna åtgärderna kommer kartläggas och kopplas till de ytvattenrelaterade miljöproblemen med anledning av att åtgärder måste vidtas

för att höja statusen och uppnå miljö kvalitetsnormerna. I arbetet utreds hur bedömningsgrunderna implementerats i det praktiska arbetet vid statusklassificering vilket skulle kunna fungera som underlag för eventuell utveckling av bedömningsgrunder samt för harmonisering av statusbedömning i Sverige.

1.3 Statusklassificering

En ytvattenförekomst status ska bedömas och karakteriseras med avseende på kemisk status och ekologisk status (Michanek & Zetterberg, 2017). De två bedömningarna vägs inte samman för att representera ytvattenförekomstens status (Naturvårdsverket, 2007c). För kemisk status bedöms om ytvattenförekomsten klarar miljö kvalitetsnormernas gränsvärden för prioriterade ämnen (Michanek & Zetterberg, 2017). Den kemiska ytvattenstatusen kan således enbart ha två lägen; god respektive uppnår ej god ytvattenstatus.

1.3.1 Ekologisk status

För karakterisering av ekologisk ytvattenstatus används tre kvalitetsfaktorer, biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska. Vid sammanvägning av den ekologiska statusen väger de biologiska kvalitetsfaktorerna tyngst följt av fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska. Till skillnad mot kemisk status klassas den ekologiska statusen i fem klasser i en fallande skala hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig ekologisk status, se *Figur 1*. (Naturvårdsverket, 2007c)



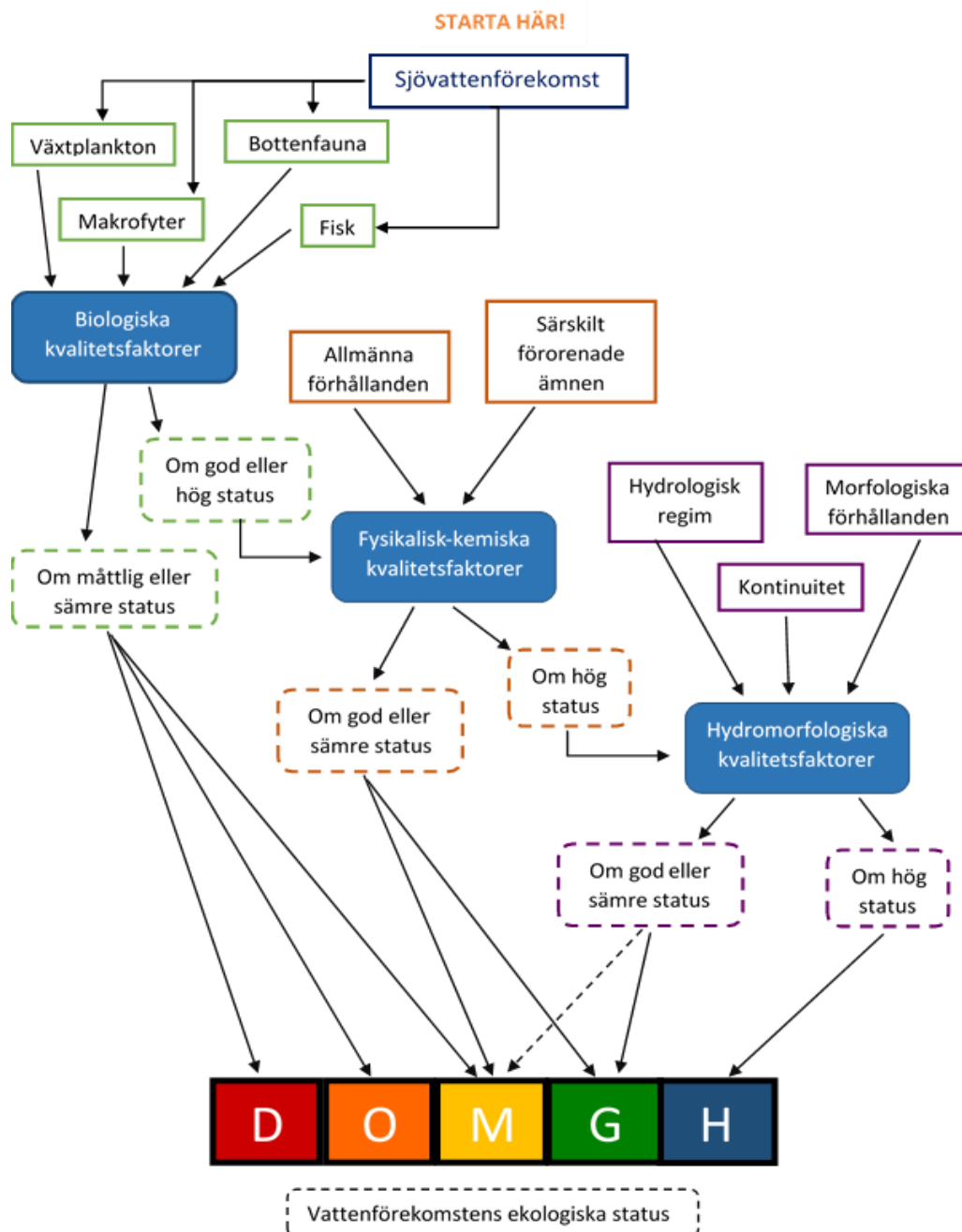
Figur 1. Den ekologiska statusens fem klasser från hög, god, måttlig, otillfredsställande till dålig status. Hög status är den bästa statusen vattenförekomsten kan uppnå medan dålig status är den sämsta. Röd streckad linje illustrerar gränsen när ett åtgärdsprogram måste upprättas för att höja den ekologiska statusen vilket måste göras om den är måttlig eller sämre.

Avviker vattenförekomstens tillstånd obetydligt från referenstillståndet bedöms statusen till hög, för de övriga klasserna ökar avvikelserna och vid dålig status visas tecken på allvarliga förändringar (European Environment Agency, 2012). Skulle den ekologiska statusen visa på måttlig eller sämre status måste ett åtgärdsprogram upprättas för vattenförekomsten (*Figur 1*, Naturvårdsverket, 2007c).

För att åskådliggöra i vilka steg de olika faktorerna ska bedömas för en sjövattnenförekomsts ekologiska status visar *Figur 2* ett översiktligt flödesschema som illustrerar statusklassificeringen. De fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna behöver endast bedömas om den biologiska kvalitetsfaktorn visar på god eller hög status (Naturvårdsverket, 2007c). Skulle de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna visa på hög status måste den ekologiska statusen även styrkas av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna kan endast dra ner den ekologiska statusen till som sämst god status, se dock undantaget nedan. I 2 kap. § 12 andra stycket i föreskriften HVMFS 2013:19 visas vilket utslag de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna kan ge i vissa fall:

”Om de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna indikerar måttlig status eller potential eller sämre, får vattenmyndigheten klassificera ytvattenförekomsten till måttlig status eller potential, om det saknas underlag för att göra en bedömning av samtliga biologiska kvalitetsfaktorer för den berörda ytvattenförekomsten och en utredning visar att det finns anledning att anta att den ekologiska statusen motsvarar bedömningen av de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna” (HVMFS 2013:19).

Detta innebär att om de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna visar på måttlig eller sämre status får den ekologiska statusen sänkas till måttlig status om utredning visar på detta vilket även framgår av vattenmyndigheternas framtagna hjälpreda för statusklassificering (Caruso *et al.*, 2013). De fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska faktorerna kan genom en expertbedömning sänka den ekologiska statusen till sämre än måttlig (Naturvårdsverket, 2007c).



Figur 2. Flödesschema för statusklassificering av en sjövattenförekomsts ekologiska status. Biologiska kvalitetsfaktorer klassificeras först och vid sammanvägning av statusen avgör principen "sämst kvalitetsfaktor styr". Visar den biologiska statusen på god eller hög status klassificeras fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer och om de i sin tur visar hög status bedöms de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna. Figuren illustrerar inte kvalitetsfaktorernas ingående parametrar. H, G, M, O och D står för hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig ekologisk status. Figuren är modifierad från Naturvårdsverkets Handbok 2007:4 (Naturvårdsverket, 2007c) med särskilt tillägg (streckad pil) från Kokbok för kartläggning och analys 2013-2014 hjälpredda för klassificering av ekologisk status i ytvatten (Caruso et al., 2013). Den streckade pilen visar att om de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna visar måttlig eller sämre status kan vattenförekomstens ekologiska status sämst klassas till måttlig status (Caruso et al., 2013).

1.3.2 Ekologisk potential

I Sverige och Europa utgör en del vattenförekomster en stor samhällsnytta när vattenresurser utnyttjas till exempel för vattenkraft, det innebär i sin tur stora fysiska förändringar på vattenförekomsten (Risinger, 2015). Om åtgärderna för att förbättra den fysiska miljön innebär betydligt negativa effekter på miljön eller samhällsnyttan kan vattenförekomsten inte uppnå god status. Istället klassas vattenförekomstens ekologiska potential. Enligt kap. 4 § 3 i förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön får en ytvattenförekomst förklaras som kraftigt modifierad eller konstgjord till följd av mänsklig verksamhet exempelvis kraftproduktion eller annan vattenreglering (*SFS 2004:660*). I stort sett gäller samma bedömningsgrunder som för naturliga vattenförekomster undantaget att hydromorfologisk påverkan kan accepteras i större utsträckning (Naturvårdsverket, 2007c). Eftersom vattenförekomsterna har olika påverkan krävs individuellt anpassade bedömningsgrunder. Vid klassificering ersätts hög status av maximal potential i en femgradig skala.

1.4 Biologiska kvalitetsfaktorer

Vid bedömning av de tre (biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska) kvalitetsfaktorernas status utgår bedömningen ifrån givna parametrar, de sammanvägs sedan för varje kvalitetsfaktor (Naturvårdsverket, 2007c). Bedömningsgrunder för statusklassificering för ytvatten finns framtagna i föreskrifter (*HVMFS 2013:19*) där de ingående parametrarnas gränsvärden och index beskrivs. För att medlemsländernas resultat ska vara jämförbara har en ekologisk kvalitetskvot (EK) tagits fram (*Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG*). Den EK-kvoten ger värden mellan noll till ett, där ett högre värde indikerar bättre status. Kvoten visar förhållandet mellan vattenförekomstens observerade parametervärde mot ett relevant referensvärde. EK-kvotens klassgränser för hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig kan vara olika, kvoten går därmed inte att jämföra mellan olika parametrar (Naturvårdsverket, 2007c). Slutligen görs en sammanvägd bedömning där den sämsta parametern styr utfallet av kvalitetsfaktorns status (*HVMFS 2013:19*).

Anledningen till att biologiska faktorer valts vid identifiering av ekologisk status är för att de ger en tydlig respons på långvariga förändringar jämfört med kemisk provtagning som enbart ger en ögonblicksbild av provtagningstillfället (Lyche-Solheim *et al.*, 2013). I de biologiska bedömningsgrunderna för sjöar ingår växtplankton, bottenfauna, makrofyter och fisk (*HVMFS 2013:19*). De fyra organismgruppernas generationstid och livslängd skiljer sig åt, de är olika känsliga för påverkan och reagerar direkt eller indirekt på en förändring vilket gör att de tillsammans är bra indikatorer på ekosystemets tillstånd (Lyche-Solheim *et al.*, 2013). Interkalibrering har gjorts för de biologiska bedömningsmetoderna för sjöar mellan medlemsländerna för att öka jämförbarheten inom EU (Poikane *et al.*, 2015).

1.4.1 Växtplankton

Växtplankton är primärproducenter och en bra indikator vid snabba miljöförändringar med anledning av att de reagerar tidigt på förändringar (Willén, 2007; Lyche-Solheim *et al.*, 2013). Växtplankton uppvisar bland annat direkt respons till fosforkoncentrationen i en sjö (Lyche-Solheim *et al.*, 2013). I bedömningsgrunderna ingår totala biomassan av växtplankton, andelen cyanobakterier, trofiskt planktonindex (TPI), klorofyll *a* och artantal (Willén, 2007). De tre först nämnda parametrarna är ett mått på sjöns näringsbelastning. Det krävs dock att fler än fyra växtplanktontaxa med indikatorvärde förekommer för att TPI ska kunna användas (Naturvårdsverket, 2007a). Om så inte är fallet kan de övriga två användas för att visa på näringsförhållanden i sjön.

Parametern klorofyll *a* får användas som en indikator av växtplanktonsamhället (Sonesten, 2007). En ny studie visar att klorofyll *a* har stark koppling till näringsämnen (Carvalho *et al.*, 2013) vilket gör att klorofyll föreslås användas i större utsträckning vid revidering av bedömningsgrunderna (Lindgarth *et al.*, 2016). I en sur vattenmiljö minskar mängden arter som trivs, antalet arter blir därmed en indikator på vattnets surhetsgrad dock visar det inte vilken typ av påverkan som finns, naturlig eller antropogen (Naturvårdsverket, 2007a). Med anledning av att mellanårsvariationerna för växtplankton är stora bör medelvärde tas från minst tre års provtagningar för att minska osäkerheten vid statusbedömning (Naturvårdsverket, 2007a; Willén, 2007; Carvalho *et al.*, 2013).

1.4.2 Bottenfauna

För bedömning av bottenfauna används tre index; MILA- Multimetric Index for Lake Acidification (Johnson & Goedkoop, 2007), BQI- Benthic Quality Index (Wiederholm, 1980) och ASPT- Average Score Per Taxon (Armitage *et al.*, 1983). MILA är ett index som visar på sjöns surhet medan BQI indikerar syrgastillgången i bottenvattnet (Johnson & Goedkoop, 2007). Syrgas förbrukas vid bland annat av nedbrytning av organiskt material som finns naturligt eller som produceras tillföljt av övergödning. ASPT indexet tar hänsyn till bottenlevande organisms känslighet för miljöpåverkan så som övergödning och försurning (Naturvårdsverket, 2007a). Toleranta arter ökar i en sjö som är miljöpåverkad. Statusen för bottenfauna representeras av det index som visats ha sämst status av de tre. Provtagningar föreslås 1 gång/år och att medelvärde sedan bör tas från flera provtagningar (ibid).

1.4.3 Makrofyter

Makrofyter reagerar till skillnad från växtplankton långsammare på förändringar (Naturvårdsverket, 2007a). Ett trofiskt makrofytindex (TMI) används för statusbedömning av

makrofytter och visar främst på näringsbelastning. Indexet tar dock enbart hänsyn till förekomster av arter, inte deras täckningsgrad vilket skulle kunna vara avgörande ur ett övergödningsperspektiv. Vid provtagning föreslås det 1 gång/år och att medelvärde tas av flera provtagningar (ibid). Man har sett att makrofytter har en stark respons till fosforgradient i sjöar (Lindegarth *et al.*, 2016). Vid revidering av makrofytters bedömningsgrunder föreslår det svenska forskningsprojektet WATERS, användning av kvantitativ data och utveckling av högupplöst fjärranalys enligt Lindegarth *et al.*, 2016. På detta sett skulle bland annat fältmetodernas begränsningar kunna minskas.

1.4.4 Fisk

Det är många faktorer som pH, sjöstorlek och djup som påverkar fiskesamhället vilket gör att status för fisk visar en generell påverkan på vattenförekomsten (Holmgren *et al.*, 2007). Vid provtagning rekommenderas minst ett provfiske under den sexåriga cykeln och helst bör flera års provtagningar sammanvägas (Naturvårdsverket, 2007a). Standardiserat provfiske görs i sjön för att beräkna indexet EQR8, bestående av åtta delar, som både visar på försurnings- och övergödningsproblematik (Holmgren *et al.*, 2007). Ett fiskesamhälle reagerar betydligt långsammare på miljöförändringar än t.ex. växtplankton därmed visar förändringar hos fisk ett resultat av mer långvariga förändringar i vattenmiljön (Naturvårdsverket, 2007a). Men en snabba respons på en förändring kan ske om syrebrist snabbt uppstår i delar av en sjö då området kan drabbas av fisk död (Rao *et al.*, 2014). Fisk kan även reagera snabbt vid försurning då pH sjunker och lösligheten för aluminium ökar vilket orsakar aluminiumutfällningar på fiskarnas gälar och ger därmed en snabb effekt på fiskens andningsorgan (Brönmark & Hansson, 2005).

1.5 Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer

När den biologiska statusen visar på hög eller god status ska den ekologiska statusen styrkas av fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer där allmänna förhållanden och särskilda förorenande ämnen bedöms (Naturvårdsverket, 2007c). De ingående parametrarna för allmänna förhållanden är näringsämnen (främst totalfosfor), försurning, syrgas och siktdjup. Den sämsta parametern bestämmer sedan statusen för de allmänna förhållandena (Caruso *et al.*, 2013). Prioriterade ämnen och andra ämnen som förorenar vattenförekomsten ingår i särskilda förorenande ämnen (*Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG*). Allmänna förhållanden och särskilda förorenande ämnen sammanvägs inte (Caruso *et al.*, 2013).

1.6 Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer

Vid bedömning av hydromorfologi ingår bedömning av morfologiska förhållanden, hydrologisk regim, och kontinuitet med tillhörande parametrar (*HVMFS 2013:19*). I de morfologiska förhållandena bedöms hur de fysiska förhållandena avviker i förhållande till referenstillstånd som exempel förändrad litoralzon till följd av varierande vattennivå (Naturvårdsverket, 2007b). Markanvändning i närmiljön och i avrinningsområdet, antal diken per km och död ved ingår också i bedömning av morfologiska förhållanden. För hydrologisk regim bedöms hur vattenförekomsten påverkas av regleringsamplitud och vattenståndsförändringar (*ibid*). Under olika delar av växters och djurs livscykler finns behov att förflytta sig inom och mellan olika vattensystem (*HVMFS 2013:19*). Kontinuitet beskriver möjligheterna till fri passage och spridning i vatten. Försämrad kontinuitet kan bero på artificiella vandringshinder och bristfälliga vägtrummor (Naturvårdsverket, 2007b).

1.7 Expertbedömning

Vid statusbedömning bör dataunderlaget inte vara äldre än förvaltningscykeln som bedöms med tanke på att det är vattenförekomstens aktuella tillstånd som ska bedömas (Naturvårdsverket, 2007c). Äldre underlag kan bli aktuellt om vattenförekomstens tillstånd genom expertbedömning anses vara oförändrat från den senaste bedömningen. Enligt 2 kap. 13 § i föreskriften *HVMFS 2013:19* är det tillåtet att använda sig av expertbedömningar vid klassificering av ekologisk status. En expertbedömning kan bli nödvändig att tillämpa i många situationer och kan göras på ett flertal sätt vilket måste redovisas och dokumenteras (Naturvårdsverket, 2007c). Expertbedömning kan användas när bedömningsgrunderna inte anses vara representativa för vattenförekomsten eller när en kvalitetsfaktor visar på god status medan andra faktorer visar det motsatta. Det kan också komma att bli aktuellt när underlag för vattenförekomsten saknas (*HVMFS 2013:19*). Dock ska bedömningsgrunderna användas så långt som möjligt och med bästa kunskap om påverkan. Exempel på metoder är extrapolering, erfarenhet och modeller vilka alla har för- respektive nackdelar (Naturvårdsverket, 2007c). Det finns alltid en viss osäkerhet av ett resultat, därför är det viktigt att en rimlighetsbedömning görs oavsett om expertbedömning använts eller inte (*ibid*). Osäkerhet uppkommer till följd av brister i bedömningsgrunder och mätningar (Lindgarth *et al.*, 2013). Spatiala och temporala källor till osäkerheten bör identifieras för att minska osäkerheten. Om ett gemensamt tillvägagångssätt tillämpas vid bedömning av kvalitetsfaktorernas osäkerheter skulle det kunna ge öka transparens på osäkerheten enligt Lindgarth *et al.*, 2013.

1.7.1 Den indikativa modellen

För att kunna beskriva tillståndet hos en vattenförekomst förutsätts att underlag med mätningar finns. I nordliga vattenförekomster saknas biologisk data i stor utsträckning vilket har gjort att de två nordliga distrikten (Bottenviken och Bottenhavet) utarbetat och använt en indikativ modell under den första bedömningscykeln (Göthe *et al.*, 2007; Nandorf *et al.*, 2013). Modellen utgår från en påverkansmodell med fem påverkansfaktorer; förorening, övergödning, hydromorfologisk påverkan, främmande arter och övrig betydande påverkan riktad mot främst miljögifter (Öhman & E. Johansson, 2009). Modellen syftar till att de fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna ska indikera vattenförekomstens ekologiska status i de fall biologisk data saknas (Nandorf *et al.*, 2013). Detta förutsätter att påverkan visar en viss ekologisk status vilket är ett antagande som modellen gör. GIS underlag med vandringshinder användes vid analys av kontinuitet och GIS-modeller vid bedömning av morfologiska förhållanden. Flödesstatistik, från SMHI, användes för bedömning av hydrologisk regim. För bedömning av vattenförekomstens påverkan-grad från förorening och övergödning användes modeller. Expertbedömningar tillämpades även vid statusbedömningen. Den indikativa modellens resultat jämfördes för vattenförekomster i de fall där den ekologiska statusen klassats med hjälp av biologisk data. Biotopkartering har även använts för att bekräfta och jämföra modellens resultat för de vattenförekomster där biotopkartering genomförts. Biotopkarteringen syftar också till att ge underlag för åtgärder (ibid).

1.7.2 Tillförlitlighetsklassning av ekologisk status

Oavsett hur och på vilket sätt bedömningen för ekologisk status utförts ska en tillförlitlighetsklassning visa på bedömningens tillförlitlighet. Detta beskrivs i fyra klasser i en fallande skala; A- Mycket bra, B- Bra, C- Medel och D- Låg tillförlitlighet. Klass A karakteriseras generellt av mätdata av god kvalitet, kvalitetsfaktorer och påverkansanalysen indikerar och visar på samma statusklass och bedömda faktorer har god marginal till god/måttligt gränsen. När den sämsta tillförlitlighetsklassen D uppges har istället statusklassningen gjorts på en grov påverkansanalys eller så finns inget underlag tillgängligt för att styrka bedömningen. (Caruso *et al.*, 2013)

1.8 Weserdomen

När en verksamhet ansöker om tillstånd ska det prövas enligt Miljöbalken (SFS 1998:808). Kan verksamheten antas medföra en betydande miljöpåverkan ska en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) upprättas enligt 6 kap. Miljöbalken (SFS 1998:808). Det är verksamhetsutövaren som är ansvarig att upprätta MKB med syftet att identifiera direkta och indirekta effekter som verksamheten kan medföra på bland annat människor och miljön (Hedlund &

Kjellander, 2011). Resulterar det i en negativ miljöpåverkan kan verksamheten behöva modifieras eller åtgärder vidtas för att få igenom tillståndsansökan.

I samband med mål C-461/13 i EU-domstolen 2015, även nämnt Weserdomen, förtydligades det vad som ska gälla för *försämring* av status hos en vattenförekomst enligt vattendirektivet (Michanek & Zetterberg, 2017). Detta kommer att få betydelse vid tillståndsprövning och tillsyn av verksamheter enligt Miljöbalken (Grahn, 2016). Skulle vattenförekomstens status gå från exempel god till måttlig innebär det en försämring av status (Michanek & Zetterberg, 2017). Domen resulterade i att försämring även inkluderar nedklassning av enskilda kvalitetsfaktor till en lägre statusnivå. Skulle förslagsvis kvalitetsfaktorn fisk nedklassas så innebär det en försämring, trots att det inte var den kvalitetsfaktor med sämst status i vattnet i fråga, dvs. vattenförekomstens ekologiska status skulle vara oförändrad.

En sammanställd rapport framtagen av Havs- och Vattenmyndigheten klargör vilka följder som Weserdomen kan medföra i Sverige (Grahn, 2016). De kemiska miljökvalitetsnormerna har sedan tidigare varit rättsligt bindande, vilket i och med domen även gäller de ekologiska miljökvalitetsnormerna. Till följd av domen blir klassificeringen av kvalitetsfaktorer viktigare då försämring av dessa har en betydande roll. Strängare krav på underlag kommer krävas för att säkerställa att inte någon kvalitetsfaktor riskerar att försämrats när en verksamhet prövas. Skulle en kvalitetsfaktor sedan tidigare ha dålig status får de ingående parametrarna inte ytterligare försämrats. Att enskilda kvalitetsfaktorer är rätt statusklassade kommer bli viktigare med avseende på att de kan utgöra beslutsunderlag i olika sammanhang.

1.9 Frågeställningar

Eftersom målet med vattendirektivet är att alla vattenförekomster ska ha god status år 2015 är det alarmerande att många svenska sjöar fortfarande har den allra sämsta statusen. Huvudfrågan som detta arbete ämnar att ge svar på är varför svenska sjövattnenförekomster fått dålig ekologisk status under den andra bedömningscykeln, 2010-2015, enligt vattendirektivet 2000/60/EG rapportering. För att svara på detta har mer detaljerade frågor ställts:

1. Hur är sjöarna med dålig ekologisk status geografiskt positionerade i Sverige?
2. Vilken kvalitetsfaktor har varit avgörande för den ekologiska statusbedömningen hos respektive sjövattnenförekomst?
3. Hur säker är den ekologiska statusklassningen från den andra bedömningscykeln?
4. Vilka påverkansfaktorer leder till den dåliga ekologiska statusen hos svenska sjöar?
5. Vilka är de åtgärder som föreslås och hur väl kopplar de till de olika ytvattenrelaterade miljöproblem som respektive sjövattnenförekomst har?

2 Material och metod

2.1 Bearbetning av data

I detta arbete har befintlig data för statusklassade sjöar i Sverige använts. Dataunderlaget som finns tillgängligt att exportera från databasen VISS, vatteninformationssystem Sverige, Excelfilen *SB03 Statussammanställning sjövattnenförekomster hela Sverige senasteklassningen efter 2011-01-01*, har använts. Den nedladdningsbara Excelfilen består av en mängd information kopplat till respektive sjövattnenförekomst som exempel tillhörande vattendistrikt, den ekologiska statusklassningen med tillhörande status för ingående parametrar för biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Sjövattnenförekomsternas ytvattenrelaterade miljöproblem finns även bedömda och dokumenterade. När Excelfilen ansetts innehålla knapphändig information för att kunna göra relevanta analyser av sjövattnenförekomsterna har materialet kompletterats för respektive sjövattnenförekomst. Detta gjordes direkt i VISS-databasen, till exempel för att få information om vattenmyndighetens motivering till sjövattnenförekomstens statusbedömning samt de föreslagna åtgärderna. Programvaran ArcMap användes för att göra en kartfigur. Underlagskartor hämtades från Lantmäteriets öppna geodata, i detta fall användes Sverige-karta i vektorformat. Den exporterbara Excelfilen från VISS saknade koordinater för sjövattnenförekomsterna vilket gjorde att ytterligare en fil laddades ned med tillhörande koordinater enligt SWEREF 99 TM. Sjöarnas koordinater integrerades sedan med den exporterbara Excelfilen. För visuell analys av sjöarnas geografiska position gjordes Excelfilen om till SHAPE fil för bearbetning i ArcMap.

2.1.1 Avgränsningar och urval av sjövattnenförekomster

Till en början sorterades dataunderlaget, Excelfilen, grovt med avseende på att behålla sjöar med endast dålig ekologisk status. Sjöar som klassificerats med hög, god, måttlig

eller otillfredsställande status sorterades bort. Detta gäller även sjöar med ekologisk potential med anledning av att de har individuella förutsättningar och i regel kräver mer anpassade bedömningsgrunder, se avsnitt 1.3.2. Den gemensamma faktorn för de sjöar som ingår i arbetet är att alla är statusbedömda under den andra bedömningscykeln, 2010-2015, och klassade till dålig ekologisk status.

2.1.2 Indelning av sjövattenförekomsterna i två grupper

En snabb analys av data visade att många sjöar saknade biologisk data vilket gjorde att sjöarna delades in i två huvudgrupper, en indelning som fortsättningsvis används:

- **Sjöar med *klassade* biologiska kvalitetsfaktorer:**

Sjöar med dålig ekologisk status där det finns minst en biologisk kvalitetsfaktor statusklassad fick tillhöra samma grupp. Minst en biologisk kvalitetsfaktor, växtplankton, bottenfauna, makrofyter eller fisk ska vara statusklassade med antingen hög, god, måttlig, ofredstillställande eller dålig status.

- **Sjöar med *ej klassade* biologiska kvalitetsfaktorer:**

De sjöar som ej aktivt har fått någon av de biologiska kvalitetsfaktorerna klassade utgör en grupp. En motivering till att ingen av de fyra kvalitetsfaktorerna har klassats ska framgå när vattenmyndigheten statusklassat sjövattenförekomsten.

2.1.3 Gruppering av föreslagna åtgärder

För att höja den ekologiska statusen föreslås många möjliga åtgärder vilka delades in i fem större grupper med avseende på vad åtgärden främst syftar till att åtgärda. För övergödningssinriktade åtgärder var syftet att främst minska näringsläckage på olika sätt exempelvis genom skyddszon på åkermark, fosfordammar och åtgärder för enskilt avlopp. Åtgärder mot miljögifter är till exempel minskat utsläpp av miljögifter eller odling utan bekämpningsmedel. För att minska förändrat habitat genom fysisk påverkan grupperades åtgärder för att underlätta vandring av främst fisk. En vanlig åtgärd mot försurning var kalkning. De åtgärder som inte passade in i någon av de fyra tidigare nämnda grupperna fick tillhöra gruppen ”övriga åtgärder” och som exempel kan nämnas åtgärdsutredningar och att bilda vattenskyddsområde. Självklart kan en föreslagen åtgärd ha flera syften. Grupperingen gjordes för att få en övergripande bild av hur olika typer av åtgärder kopplas till de ytvattenrelaterade miljöproblemen.

2.1.4 Alternativ statusbedömning

Efter en djupare analys av data gjordes en alternativ statusbedömning för att visa expertbedömningarnas inverkan på vattenförekomstens ekologiska status. När denna alternativa bedömning gjordes tillämpades bedömningsgrunderna i den utsträckning det var möjligt och flödesschemat i *Figur 2* användes. Som tidigare nämnts förbisågs eventuella expertbedömningar. Nedan beskrivs de övergripande stegen:

- i. Biologiska kvalitetsfaktorer bedömdes först där sämst kvalitetsfaktor styrde. Uppvisades måttlig eller sämre status klassades vattenförekomsten till denna status. Om de biologiska faktorerna visade på god eller hög status bedömdes därefter de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna.
- ii. Visade de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna god status klassades den ekologiska statusen till god förutsatt att de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna inte visade måttlig eller sämre status enligt kap. 2 § 12 HVMFS 2013:19, se avsnitt 1.3.1. Om de fysikalisk-kemiska visade på måttlig eller sämre status bedömdes den ekologiska statusen till måttlig.
- iii. I de fall de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna visade måttlig eller sämre status klassades den ekologiska statusen till måttlig. Visade de istället på god eller hög klassades den till respektive ekologisk status.

För de sjöar som saknade klassning av biologiska kvalitetsfaktorer startades bedömningen i punkt ii, om hydromorfologin visade på måttlig eller sämre status klassades den ekologiska statusen till som sämst måttlig.

3 Resultat

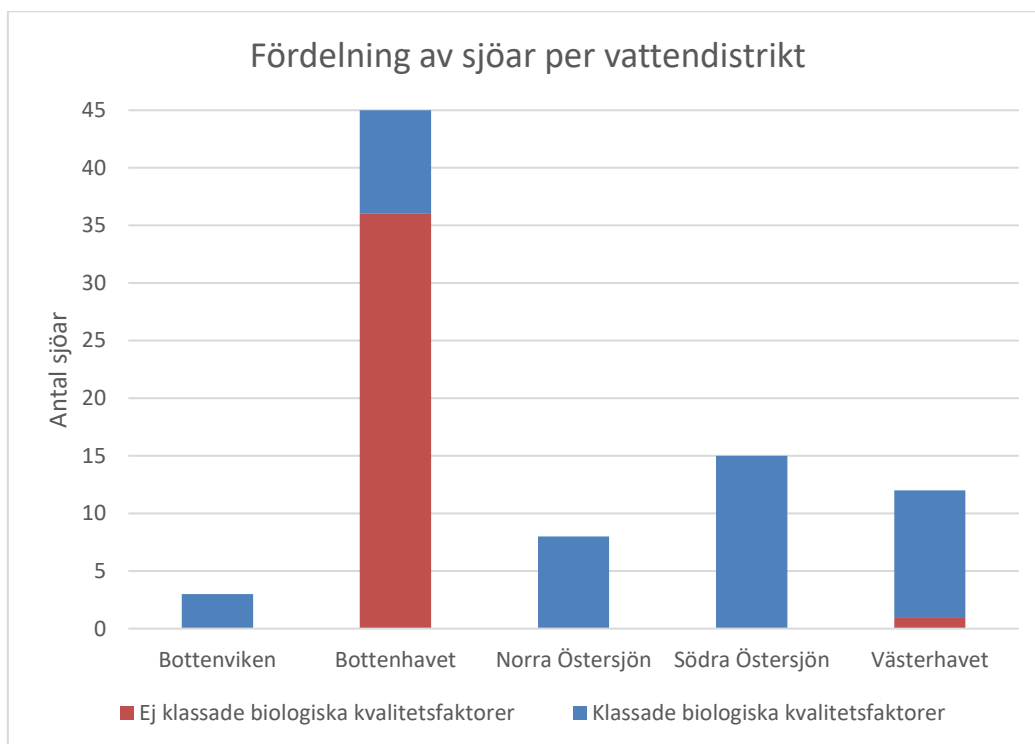
3.1 Översiktlig beskrivning av sjövattnenförekomsternas bedömningar

Totalt bedömdes och klassificerades 7421 sjöar i Sverige under den andra bedömningscykeln, 2010-2015. I Sverige bedöms 268 kraftigt modifierade och konstgjorda vatten. Av dessa har två dålig ekologisk potential vilka sorterades bort så studien endast behandlar naturliga vattenförekomster. Från de klassificerade sjövattnenförekomsterna sorterades de med hög, god, måttlig och otillfredsställande status bort. De sjövattnenförekomster som blir kvar används i denna studie. Det är de 83 sjöarna som fick dålig status vid den andra bedömningscykeln. (Tabell 1)

Tabell 1. De klassificerade sjövattnenförekomsterna under andra bedömningscykeln, 2010-2015, med dålig ekologisk status och potential.

Klassificerade sjövattnenförekomster	Antal
Totalt klassificerade sjövattnenförekomster	7421
Varav kraftigt modifierade vatten och konstgjort vatten	268
Dålig ekologisk potential	2
Dålig ekologisk status	83

Dessa 83 är de sjöar som fortsättningsvis kommer vara indelade i två huvudgrupper *klassade* och *ej klassade* biologiska kvalitetsfaktorer med 46 respektive 37 sjöar. De 83 sjöarna är fördelade på de fem vattendistrikten och återfinns främst i Bottenhavets vattendistrikt (Figur 3). Detta distrikt har även flest sjöar bedömda utan biologisk underlagsdata. Resultatet av sjöarnas fördelning i distrikten visar att det finns regionala skillnader i sjöarnas status samt att det i flera sjöar bör ha en osäker bedömning då viktig biologisk underlagsdata saknas.



Figur 3. Fördelningen av 83 sjöar med dålig ekologisk status fördelat på de fem vattendistrikten. Bottenviken (SE1) representeras av 3 sjöar, Bottenhavet (SE2) av 36+9 sjöar, Norra Östersjön (SE3) av 8 sjöar, Södra Östersjön (SE4) av 15 sjöar och Västerhavet (SE5) 11 + 1 sjöar med klassade respektive ej klassade biologiska kvalitetsfaktorer.

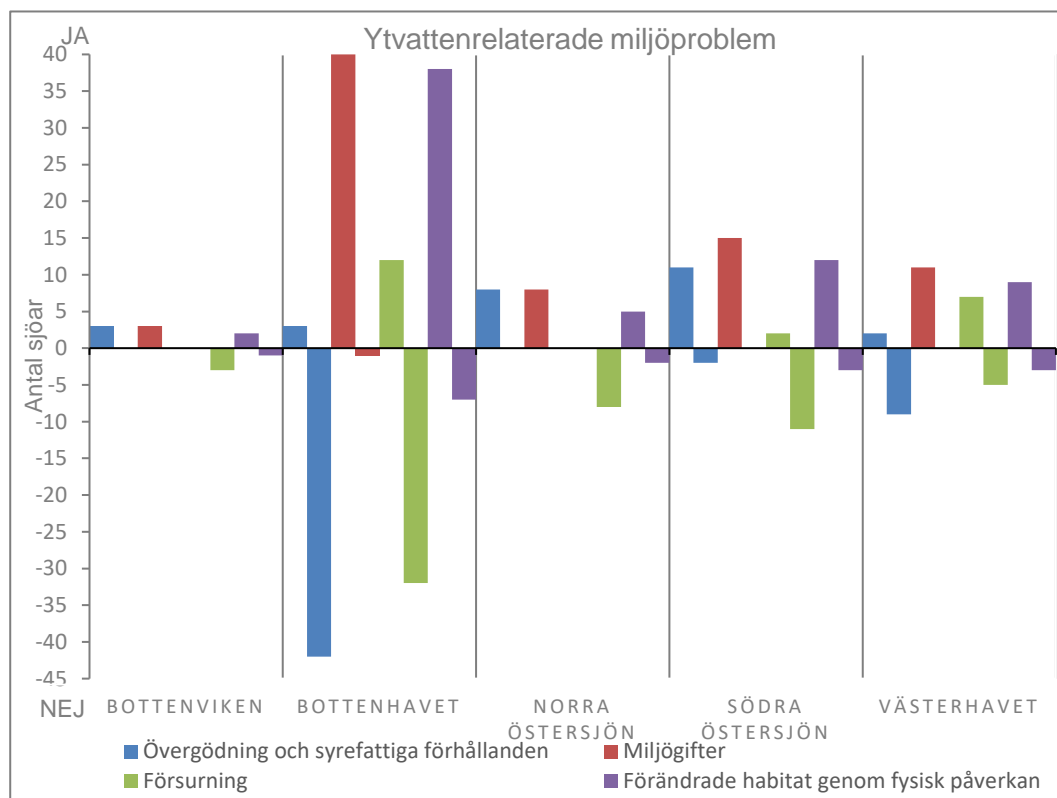
Tillförlitligheten (skala A-D) i bedömningen av den ekologiska statusens visas för de två grupperna i *Tabell 2*. För sjöar med biologiska kvalitetsfaktorer klassade har för 16 sjöar vardera uppgetts tillförlitlighet bra (B) och medel (C). Mycket bra (A) uppgavs för 10 sjöar och för 4 sjöar uppgavs den sämsta tillförlitlighetsklassen låg (D). För de 37 sjöarna med ej klassade biologiska kvalitetsfaktorer hade 34 sjöar den sämsta tillförlitlighetsklassen, låg (D). Resultatet från vattenmyndighetens bedömning av tillförlitlighet svarar också på frågeställningen om statusbedömningarna säkerhet, många bedömningar är osäkra.

Tabell 2. Tillförlitlighetsklassning för ekologisk status hos de två sjögrupperna, klassade och ej klassade biologiska kvalitetsfaktorer. Totalt ingår 46 och 37 sjöar. Tillförlitligheten är i en fallande skala från A-D.

Indelning av sjöar	A- Mycket bra	B- Bra	C- Medel	D- Låg
Klassade biologiska kvalitetsfaktorer	10	16	16	4
Ej klassade biologiska kvalitetsfaktorer	0	1	2	34

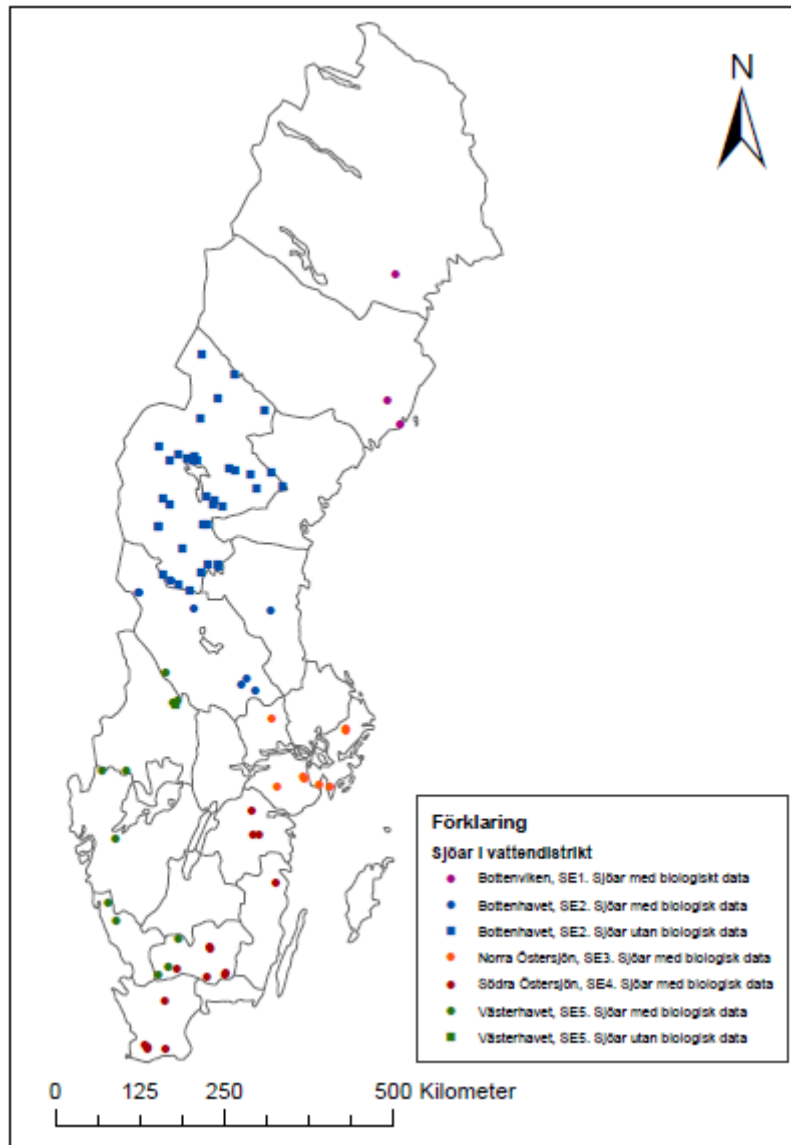
Hur ytvattenrelaterade miljöproblemen bedömts för de 83 sjöarna visas i *Figur 4*. I vattendistriktet Bottenviken har alla sjöar med dålig status övergödning och syrefattiga förhål-

landen samt miljögifter som miljöproblem. De främsta miljöproblemen i Bottenhavets distrikt är miljögifter, förändrade habitat genom fysisk påverkan följt av försurning. I Bottenhavets distrikt saknar fyra sjöar klassning av miljögifter och en sjö för försurning. Alla sjöar i Norra Östersjöns distrikt har miljögifter samt övergödning och syrefattiga förhållanden som de främsta problemen. För Norra Östersjöns distrikt saknar en sjö klassning för förändrat habitat genom fysisk påverkan. Södra Östersjöns distrikt har miljögifter, förändrade habitat genom fysisk påverkan tätt följt av övergödning och syrefattiga förhållanden. I detta vattendistrikt har två sjöar inte klassats för övergödning respektive två sjöar för försurning. De sjöar som ingår i Västerhavets distrikt har också miljögifter som de vanligaste problemet men även förändrade habitat och försurningsproblematik. I Västerhavets distrikt saknar en sjö klassning av övergödning och en sjö för miljögifter. *Figur 4* visar att sjöar med dålig ekologisk status främst har problem med miljögifter vilket kopplar till frågeställning fyra. Främmande arter och betydande miljöproblem inkluderas inte i figuren med anledning av att få sjöar har dessa miljöproblem klassade.



Figur 4. Visar de 83 sjöarnas ytvattenrelaterade miljöproblem. Y-axelns JA och NEJ visar antal sjöar som har respektive inte har miljöproblemet klassat. Negativa tal illustrerar antalet sjöar som inte har problemen. De som inte åskådliggörs är främmande arter och annat betydande miljöproblem med anledning av att merparten av sjöarna inte har dessa miljöproblem klassade. I vattendistriktet Bottenviken (SE1) finns tre sjöar, Bottenhavet (SE2) 45 sjöar, Norra Östersjön åtta sjöar, Södra Östersjön 15 sjöar och Västerhavet 12 sjöar. För några sjöar är vissa miljöproblem inte klassade.

Figur 5 visar sjöarnas geografiska position i Sverige. Bottenvikens tre sjöar med dålig ekologisk status är belägna nära kusten. Bottenhavets 45 sjöar är till skillnad från Bottenvikens sjöar lokaliserade i inlandet, nästan alla finns i Jämtlands län. Sjöarna för de tre sydligare distrikten är mer jämnt fördelade över distrikten. Detta svarar på frågeställning ett om sjöarnas geografiska position i Sverige.



Figur 5. Punkterna på kartan visar var de 83 sjöarna med dålig ekologisk status är geografiskt positionerade i Sverige. Punktfärgen illustrerar vilket vattendistrikt sjön tillhör och punktformen om sjön har/inte har biologiskt underlag. Vattendistriktet Bottenviken representeras av 3 sjöar, Bottenhavet 45 sjöar, Norra Östersjön 8 sjöar, Södra Östersjön 15 sjöar och Västerhavet 12 sjöar. Observera att flera punkter kan upplevas som en punkt med anledning av att vissa sjöarna ligger nära varandra. Underlagskarta: GSD-Sverigekartan, vektor 1:10 miljoner © Lantmäteriet.

3.2 Sjöar med biologiska kvalitetsfaktorer klassade

I detta avsnitt presenteras de 46 sjöarna från *Figur 3* som har minst en av de biologiska kvalitetsfaktorerna växtplankton, bottenfauna, makrofyter eller fisk klassade. Alla tre sjöarna i Bottenviken, åtta sjöar i Norra Östersjön och 15 sjöar i Södra Östersjön hade minst en av de biologiska kvalitetsfaktorerna bedömda. I Bottenhavet och Västerhavet var det nio respektive 11 sjöar. Se Bilaga 1 för en lista på samtliga 46 sjöar.

3.2.1 Bedömda biologiska kvalitetsfaktorer

Vid kartläggning av vilka kvalitetsfaktorer som bedömdes hos sjöar med biologisk data visade det sig att i 26 av de 46 sjöarna bedömdes bara en av fyra biologiska kvalitetsfaktorer och i ett enda fall bedömdes alla fyra kvalitetsfaktorer. Fisk bedömdes hos 31 sjöar och växtplankton i 26 sjöar. Bottenfauna och makrofyter bedömdes i 9 respektive 8 sjöar. (*Tabell 3*)

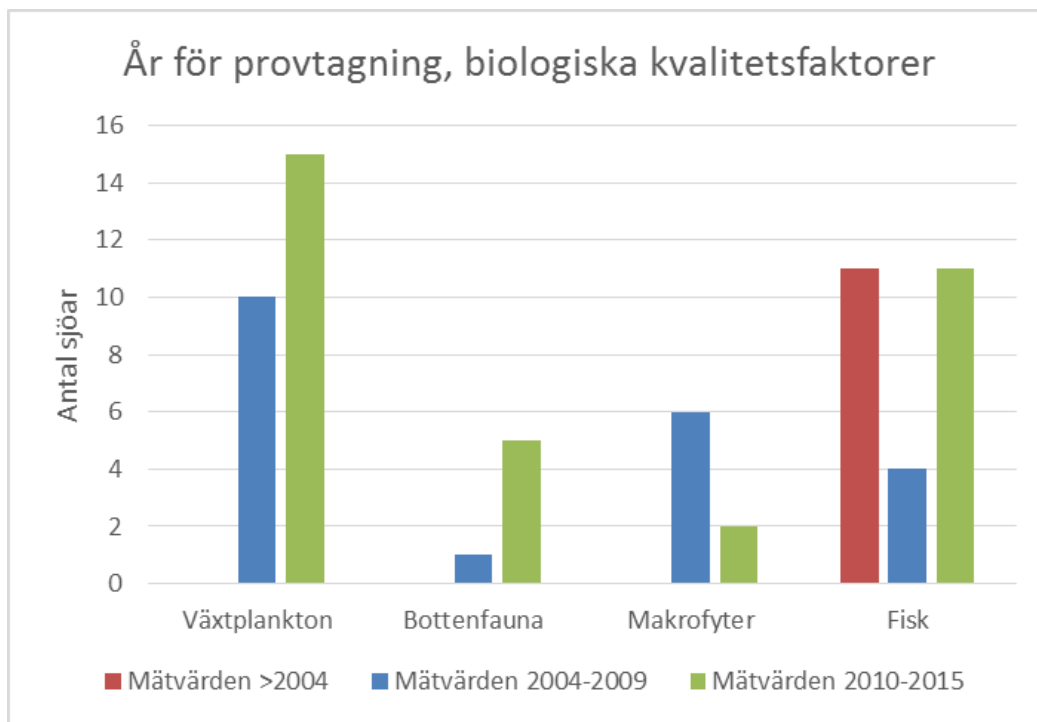
Tabell 3. Antalet bedömda biologiska kvalitetsfaktorerna, växtplankton, bottenfauna, makrofyter och fisk, hos de 46 sjöarna.

	Bedömda biologiska kvalitetsfaktorer (Antal sjöar)	Kombinationer av kvalitetsfaktorer (Antal sjöar)
Växtplankton	26	
Bottenfauna	9	
Makrofyter	8	
Fisk	31	
En		26
Två		13
Tre		6
Fyra		1

3.2.2 Hur gamla data baseras bedömningen på?

I *Figur 6* redovisas vilken bedömningscykel som det senaste mätvärdet tillhör vid bedömning av växtplankton, bottenfauna, makrofyter och fisk. Figuren visar inte om en sjös bedömning baseras på mätvärden från flera bedömningscyklar utan enbart vilken cykel den sista mätningen tillhör. I 15 sjöar har provtagning av växtplankton använts från den aktuella bedömningscykeln. För 10 sjöar har mätningar från den första cykeln använts vid statusklassificering. Vid provtagning av bottenfauna användes främst aktuella bedömningscykeln medan den första cykeln användes för makrofyter. Vid provtagning av fisk har 11 sjöar använt äldre underlag än 2004, i lika många fall har nya provtagningar gjorts under den aktuella cykeln vilket har varit till grund för sjöns statusbedömning. Resultatet från

vilken bedömningscykel som det senaste mätvärdet kommer ifrån visar på hur gammal data som tillämpats och svarar delvis på frågeställningen om statusbedömningens säkerhet. Ju äldre data desto osäkrare bedömning. Sjöns status kan ha ändrats utan att det märks i bedömningen.



Figur 6. Illustrerar vilken bedömningscykel som det sista provtagningstillfället tillhör. Figuren visar inte om en sjö använt sig av mätvärden från flera bedömningscyklar utan endast det senaste. De tre staplarna visar första bedömningscykeln, 2004-2009, den aktuella (andra) bedömningscykeln, 2010-2015 och äldre mätvärden. För växtplankton hade 25 av 26 sjöar dokumenterat mätvärde, bottenfauna 6 av 9 sjöar, makrofyter 8 av 9 sjöar, fisk 26 av 31 sjöar.

3.2.3 Har prover tagits med rekommenderad frekvens?

Tabell 4 visar medelvärde, standardavvikelse och median för provtagningsfrekvensen beräknat på samtliga provtagningar som varit till grund för vattenmyndighetens bedömning för respektive biologisk kvalitetsfaktor. Tabellen visar alltså provtagningsfrekvensen oavsett vilken bedömningscykel provtagningen tillhör. För växtplankton och makrofyter har ett korregerat värde beräknats med anledning av att ett fåtal extremvärden ger missvisande bild av provtagningsfrekvensen. Standardavvikelsen för det korregerade värdet är lägre jämfört med icke korregerat värde vilket visar på mindre spridning och ger en mer sannolik bild av provtagningsfrekvensen för växtplankton och makrofyter. För ett tillförlitligt provtagningsresultat för växtplankton bör medelvärde tas från minst tre år (Naturvårds-

verket, 2007a; Willén, 2007; Carvalho *et al.*, 2013). I medeltal utförs tre (korrigerat) provtagningar för växtplankton och median på två. I de sjöar som man har tagit prov av växtplankton i ligger 57 % under den rekommenderade provtagningsfrekvensen.

Provtagningsrekommendationerna i Bilaga A till handboken 2007:4 för bottenfauna och makrofyter är 1 gång/år och att medelvärde tas från flera provtagningar (Naturvårdsverket, 2007a). Detta tolkas som att ett medelvärde helst bör beräknas baserat på alla år i den sexåriga cykeln. Medelvärdet för antal provtagningar är för bottenfauna fyra och en gång (korrigerat) för makrofyter, vilket gör att alla sjöar med dessa två kvalitetsfaktorer ligger under rekommendationerna (*Tabell 4*). Det kan samtidigt noteras att det rör sig om ett fåtal sjöar som har dessa parametrar provtagna. För sjöar som utfört provfiske gjordes det i medeltal en gång. Resultatet från provtagningsfrekvensen relaterar till hur säkra statusbedömningarna är.

Tabell 4. Medelvärde, standardavvikelse och median för antal mätningar som utförts för växtplankton, bottenfauna, makrofyter och fisk. Mätningar med höga mätfrekvenser har tagits bort för växtplankton och makrofyter vilket åskådliggörs i parentes. Andel provtagningar som är under den rekommenderade provtagningsfrekvensen anges för respektive kvalitetsfaktor.

Provtagningar	Växtplankton	Bottenfauna	Makrofyter	Fisk
Medelvärde (antal)	(3) 6	4	(1) 5	1
Standardavvikelse (antal)	(1,8) 11,9	1,0	(0,3) 9,5	0,7
Median (antal)	(2) 2	4	(1) 1	1
Stickprovsstorlek (antal)	(23) 25	6	(7) 8	26
Rek. provtagningsfrekvens (medelvärde från antal prov) ¹	3	6 ²	6 ²	Minst 1 provtagning
Andel under rek. provtagningsfrekvens (%)	(57) 52	100	(100) 88	0

1) Rekommenderad provtagningsfrekvens från Bilaga A till handboken 2007:4 (Naturvårdsverket, 2007a).

2) För bottenfauna och makrofyter rekommenderas provtagning 1 gång/år och för att minska osäkerheten är det lämpligt att använda medelvärde från flera provtagningar (Naturvårdsverket, 2007a) vilket tolkats att ett medelvärde bör beräknas baserat på alla år i den sexåriga cykeln.

Anledningen till att *Figur 6* och *Tabell 4* inte har alla sjöar representerade som bedömts enligt *Tabell 3* är på grund av att det i vissa sjöar inte framgått om kvalitetsfaktorns status grundar sig på mätvärden eller enbart expertbedömning. Detta relaterar också till statusbedömningarnas säkerhet.

3.2.4 Avgörande kvalitetsfaktor för statusbedömning

Vid bedömning av vilken kvalitetsfaktor som varit avgörande för sjöarnas statusklassning indelades sjöarna i tre större grupper, se *Tabell 5*. I 34 sjöar bedöms den avgörande faktorn för sjöns dåliga ekologiska status av en biologisk kvalitetsfaktor som klassats till dålig status. För sju sjöar har kvalitetsfaktorn för fisk expertbedömts ned till dålig status. Detta

på grund av att vattenförekomsten inte längre har förutsättningar för strömlevande fisk. Generellt har det motiverats av att vattenförekomsten tidigare varit ett vattendrag men ombildats till ett dämningssområde pga. vattenkraftsutvinning. I dessa sjöar visar fiskprovtagningen oftast måttlig eller god status men kvalitetsfaktorn expertbedöms till dålig status på grund av regleringspåverkan. Liknande motivering har gjorts för en sjö där den biologiska kvalitetsfaktorn bottenfauna visar hög status. I en sjö uppvisar indexet för makrofyter måttlig status men expertbedöms till dålig på grund av lågt artantal. För dessa nio sjöar har inga andra biologiska kvalitetsfaktorer provtagits alternativt inte uppvisat dålig status. De nio sjöarna ligger i vattendistriktet Södra Östersjön eller Västerhavet.

I *Tabell 5* visas också att tre sjöar har bedömts till dålig ekologisk status med motiveringen att hydromorfologiska kvalitetsfaktorer visar dålig status. I två av dessa sjöar Övre Rottensjön (SE684681-138366) och Nedre Rottensjön (SE684615-138670) bedömdes fisk parametern (ERQ8) till måttlig status men indexet ansågs inte vara tillräckligt anpassad till regionala förhållanden. För sjön Ämten (SE666318-138477) har växtplankton klassats till hög status, endast klorofyll *a* bedömdes. De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna uppvisar dålig status vilket gjorde att de tre sjöarnas ekologiska status expertbedömts till dålig, övrig biologisk data saknas. Resultatet från *Tabell 5* relaterar till frågeställningen två och tre om avgörande kvalitetsfaktor respektive bedömningarnas säkerhet.

Tabell 5. De 46 sjöarna delades in i tre grupper vid analysen av vilken faktor som varit avgörande för sjöarnas statusbedömning. 34 sjöar hade en biologisk kvalitetsfaktor med dålig status vilket motiverar sjöns dåliga ekologiska status. Kvalitetsfaktorn fisk har i sju sjöar expertbedömts till dålig pga. av regleringspåverkan, indexet visar dock på måttlig eller god status och övrig biologisk data indikerar inte dålig status. I en sjö har liknande bedömning gjorts för bottenfauna. I ett fall har makrofyter expertbedömts från måttlig till dålig status pga. få antal arter. I tre sjöar har hydromorfologi motiverats till sjöarnas dåliga ekologiska status, den enda biologiska data som är provtagen visar sämst måttlig status.

Tre grupperingar	Antal sjöar
1. Klassad på grund av dålig biologisk kvalitetsfaktor	34
Växtplankton	21
Bottenfauna	2
Makrofyter	2
Fisk	9
2. Kvalitetsfaktor expertbedömts till en lägre status	9
Fisk	7
Bottenfauna	1
Makrofyter	1
3. Klassad på grund av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer	3

Om en alternativ bedömning görs för de 12 expertbedömda sjöarna i *Tabell 5* skulle det innebära att 11 sjöar får måttlig status och en sjö får otillfredsställande status, se *Tabell 6* och Bilaga 1. Vid den alternativa bedömningen har ingen hänsyn tagits till expertbedömningen. För tre sjöar, Hallsjön (SE631512-138912), Trarydsmagasinet (SE627468-

137330) och Ängabäcks Dämningsområde (SE626534-135855) har endast den biologiska faktorn fisk bedömts. Den dåliga statusen motiveras av att sjön är påverkad av dämning vilket inte möjliggör strömlevande fisk. Det är oklart om provfiske gjorts i dessa sjöar. Om biologisk data därmed saknas och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer visar måttlig eller sämre status resulterar det i som sämst måttlig ekologisk status enligt rekommendationerna som vattenmyndigheterna tagit fram som guide för bedömning (Caruso *et al.*, 2013 & *HVMFS 2013:19*). Se Bilaga 1 för detaljer om sjöarna. Den alternativa bedömningens resultat visar expertbedömningens inverkan på vattenförekomstens status och relaterar till frågeställning tre om bedömningars säkerhet.

Tabell 6. Om ingen hänsyn tas till att expertbedömningen korrigerat kvalitetsfaktorerna fisk och bottenfauna eller direkt klassat statusen med anledning av hydromorfologin skulle det kunna ge sjöarna ett alternativt resultat hos de 12 sjöarna. När expertbedömningen förbises och den faktiska statusen för indexet är representerat leder det till att 11 sjöar får måttlig och en sjö otillfredsställande status. Den kvalitetsfaktor som varit avgörande vid den korrigerade statusen visas i första kolumnen. Se Bilaga 1 för vilka sjöar det gäller.

Styrande kvalitetsfaktor vid alternativ statusbedömning	Måttlig status (antal sjöar)
Växtplankton	1 otillfredsställande
Bottenfauna	0
Makrofyter	1
Fisk	3
Växtplankton, makrofyter, fisk	1
Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer	4
Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer	2

3.2.5 Ytvattenrelaterade miljöproblem och möjliga åtgärder för att höja den ekologiska statusen

Det vanligaste ytvattenrelaterade miljöproblemet som de 46 sjöarna med biologisk data har är miljögifter (87 %) följt av förändrade habitat genom fysisk påverkan i 70 % av sjöarna (Tabell 7). Övergödningsproblematik och syrefattiga förhållande finns i 59 % av sjöarna. Försurningsproblematik förekommer i 28 %. Sjöarna har i 57 % av fallen tre av de fyra miljöproblemen samtidigt. I 30 % av fallen har en sjö två miljöproblem samtidigt och i 13 % endast ett miljöproblem. Vid två miljöproblem samtidigt är övergödning och miljögifter vanligast. När en sjö har tre miljöproblem kombineras vanligen miljögifter, övergödning och förändrat habitat. I tabellen saknas tre sjöar med övergödning och syrefattiga förhållande, fem sjöar med miljögifter, tre sjöar med försurning och en sjö med förändrat habitat genom fysisk påverkan eftersom dessa inte hade de miljöproblemen klassade.

Tabell 7. Övergödning och syrefattiga förhållanden, miljögifter, försurning och förändrade habitat genom fysisk påverkan är de fyra klassade ytvattenrelaterade miljöproblemen i de 46 sjöarna. En sjö kan ha flera miljöproblem vilket visas av de fyra kombinationerna. Observera att klassning av miljöproblemen saknas för följande fall; 3 sjöar med övergödning och syrefattiga förhållanden, 5 sjöar för miljögifter, 3 sjöar för försurning och 1 sjö för förändrat habitat genom fysisk påverkan.

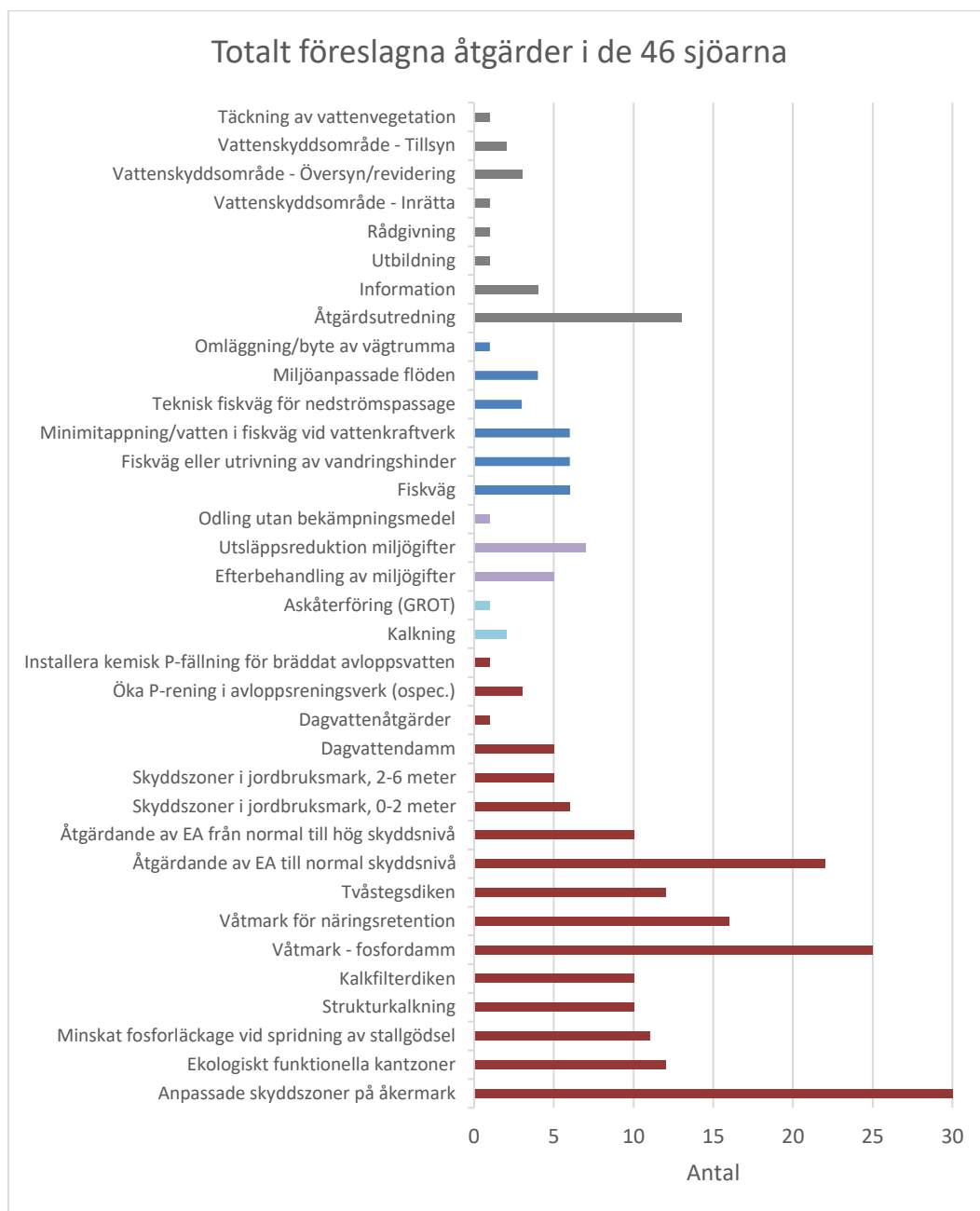
	Ytvattenrelaterade miljöproblem (procent)	Kombinationer av miljöproblem (procent)
Övergödning och syrefattiga förhållanden	59	
Miljögifter	87	
Försurning	28	
Förändrat habitat genom fysisk påverkan	70	
Ett miljöproblem		13
Två miljöproblem		30
Tre miljöproblem		57
Fyra miljöproblem		0

För sjöar som klassificeras till måttlig eller sämre status krävs att åtgärder vidtas för att höja den ekologiska statusen. Gemensamt har 35 olika typer av åtgärder föreslagits för de 46 sjöarna, se *Figur 7*. En sjö kan ha flera åtgärder föreslagna samtidigt. De möjliga åtgärderna är grupperade i fem större grupper med avseende på vad åtgärden främst syftar till att åtgärda. Totalt har 16 olika typer av åtgärder föreslagits som främst riktats mot övergödningssproblematik, två åtgärder mot försurning, tre olika typer av åtgärder mot miljögifter, sex åtgärder mot förändrade habitat genom fysisk påverkan och åtta övriga åtgärder som främst riktas till utredning av vilka åtgärder som är lämpliga eller är kopplade till vattenskyddsområdesproblematik. Vanligaste åtgärden för de fem större grupperna åskådliggörs i *Figur 7*.

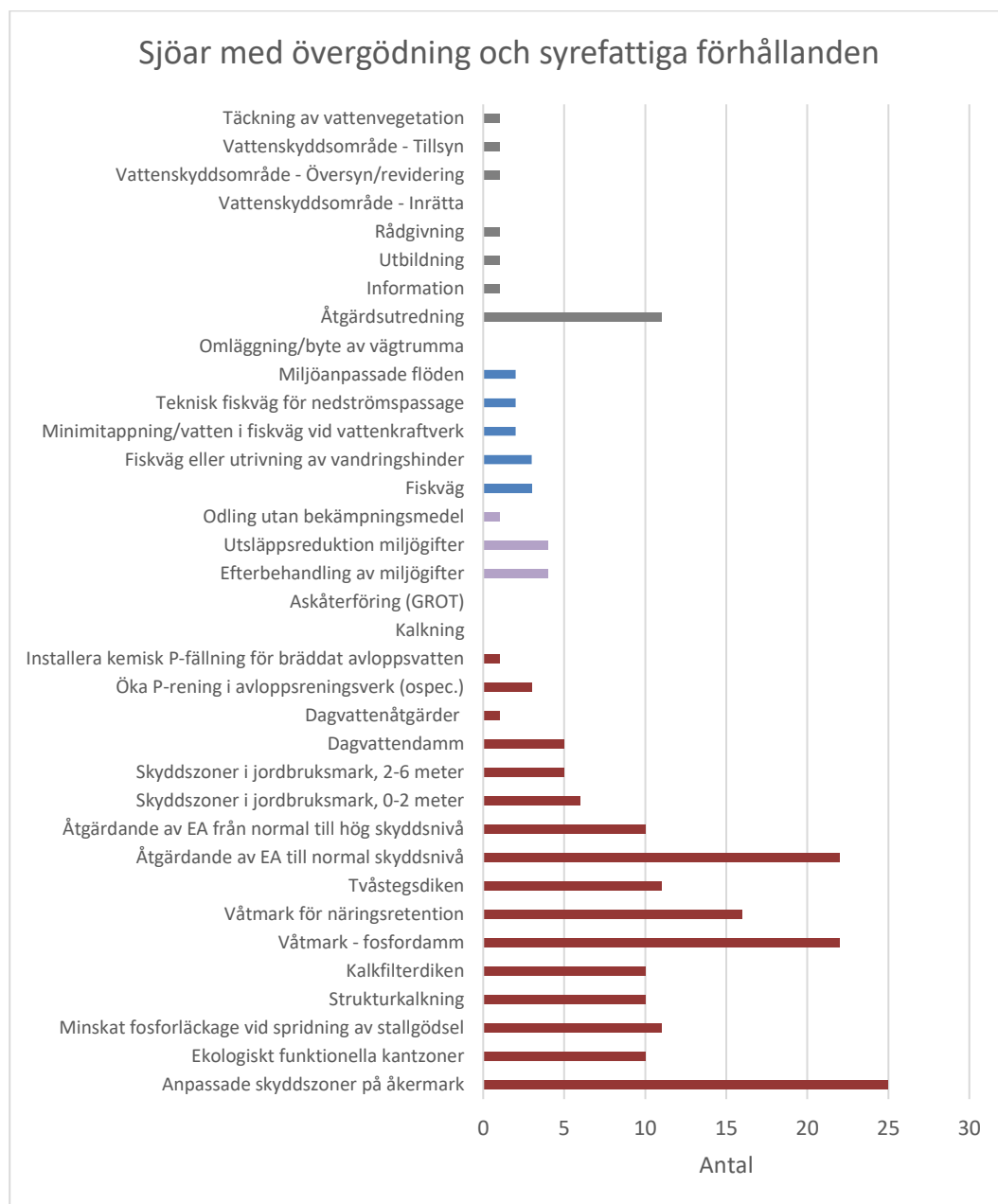
Figur 8 visar att de 27 sjöar som har övergödningssproblem även har många åtgärder riktade mot detta. Åtgärdsutredningar är även vanligt förekommande, inga av sjöarna med övergödningssproblem har försurningsåtgärder. För de 16 sjöar som inte bedömts ha övergödning föreslås tre olika typer av åtgärder riktade mot detta. Två av dessa åtgärder har troligtvis föreslagits med avseende på att åtgärden kan ha flera syften i detta fall även till miljögifter. För en sjö som inte bedömts ha övergödning föreslås fosfordamm som åtgärd vilken främst syftar till att förhindra övergödning. *Figur 9* som visar åtgärderna för de 40 sjöar med miljögifter har i stort sett samma utseende som *Figur 7* som visar åtgärderna för samtliga 46 sjöar. Försurning förekommer i 13 sjöar och har 16 olika typer av åtgärder föreslagna, där alla åtgärder mot försurning och förändrat habitat finns representerade, se *Figur 10*. Inga åtgärder finns föreslagna mot försurning i de 30 sjöar som inte bedömts ha försurning.

De föreslagna åtgärderna för de 32 sjöarna med förändrat habitat har åtgärder mot detta men också riktade mot övergödning, miljögifter och övriga åtgärder med utredningar, se *Figur 11*. För de 13 sjöar som inte bedömts ha förändrat habitat genom fysisk påverkan

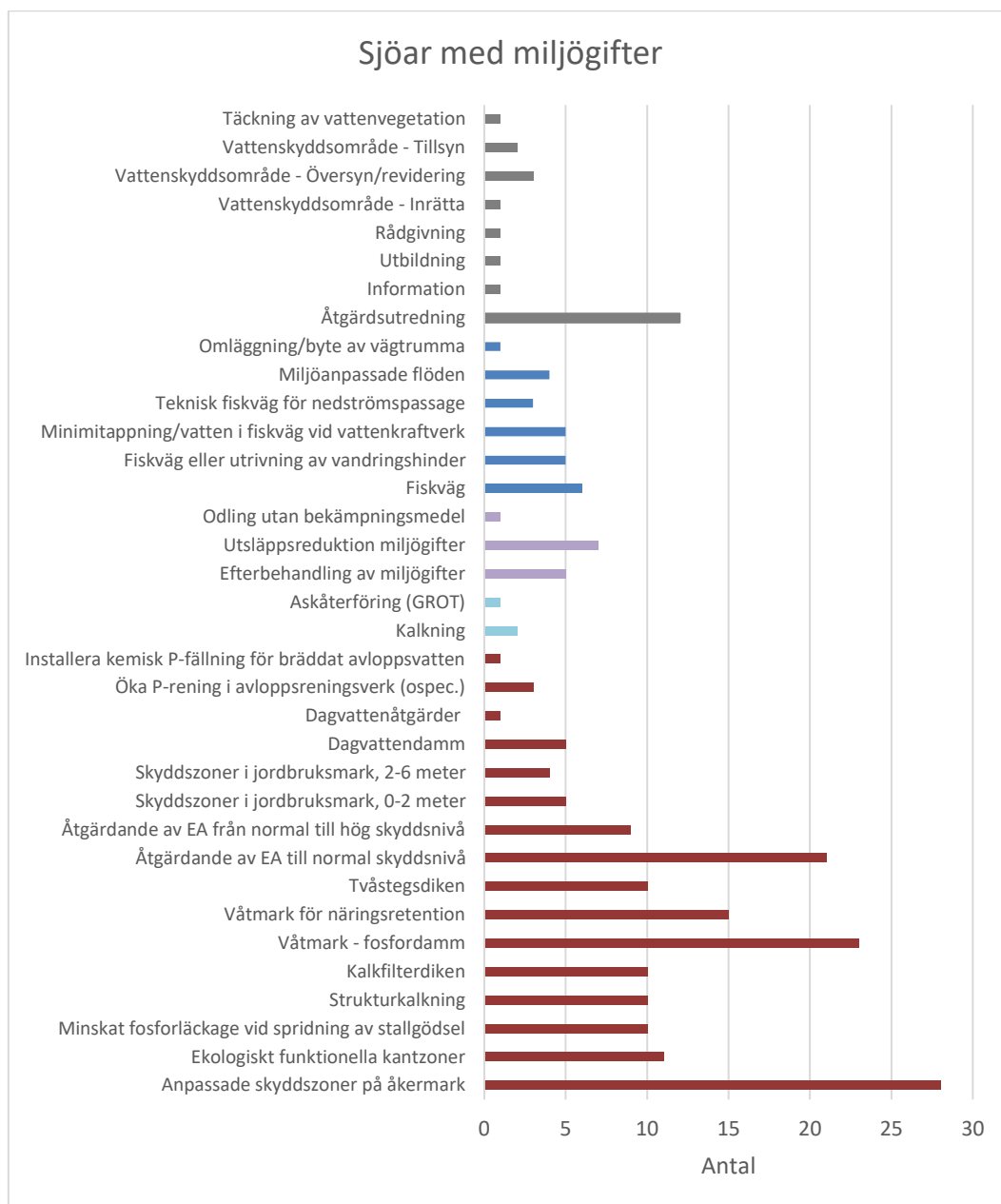
föreslås fyra olika typer av åtgärder, en av varje, där alla är riktade för fisk. I de två sjöar detta föreslås skulle det kunna indikera att sjöarna troligtvis har förändrat habitat trots att det inte bedömts vara ett problem. Resultatet från de ovan nämnda figurerna relaterar att svara på frågeställningen om föreslagna åtgärder kopplat till ytvattenrelaterade miljöproblem för sjöar med biologisk data. I stort sett verkar åtgärderna överensstämma med de identifierade problemen i dessa sjöar.



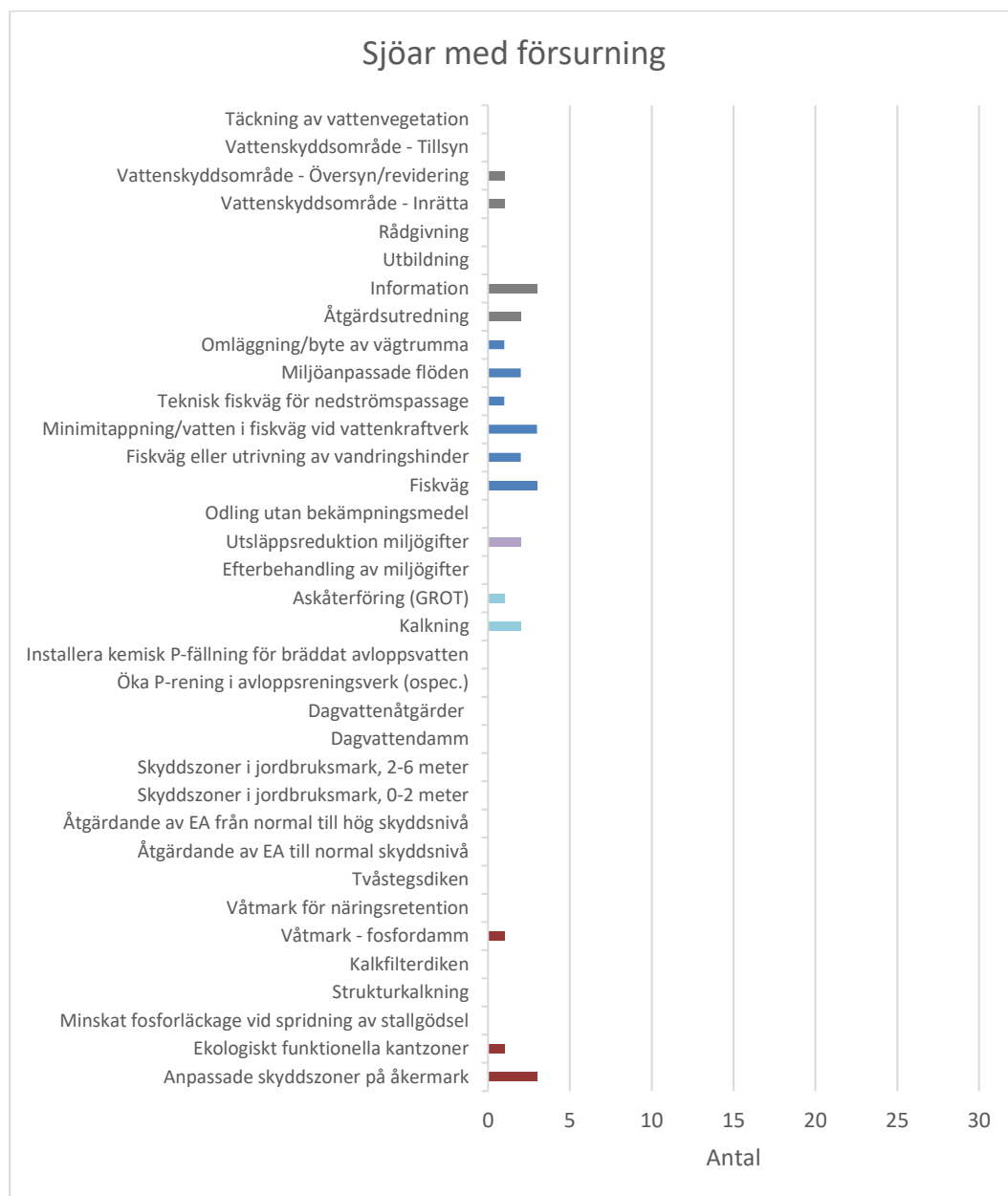
Figur 7. De 35 möjliga åtgärder som är föreslagna för att höja den ekologiska statusen hos 46 sjöar med dålig ekologisk status. En sjö kan ha flera föreslagna åtgärder samtidigt. Staplarnas färg visar olika åtgärder som främst är riktade för att åtgärda en typ av ytvattenrelaterade miljöproblem. Observera att en åtgärd kan ha flera syften. Röda staplar visar åtgärder riktade mot övergödning, ljusblåa staplar mot försurning, lila staplar mot miljögifter, mörkblåa staplar mot förändrade habitat genom fysisk påverkan. De gråa staplarna är övriga åtgärder vilket innefattar åtgärdsutredningar, information, täckning av vattenvegetation och vattenskyddsområde. Åtgärdsnamnet skyddszoner i jordbruksmark är förkortad och innefattar oskördade gräsbevuxna zoner med respektive avstånd till vattnet. I åtgärden av EA till normal alt. hög skyddsnivå står EA för enskilt avlopp.



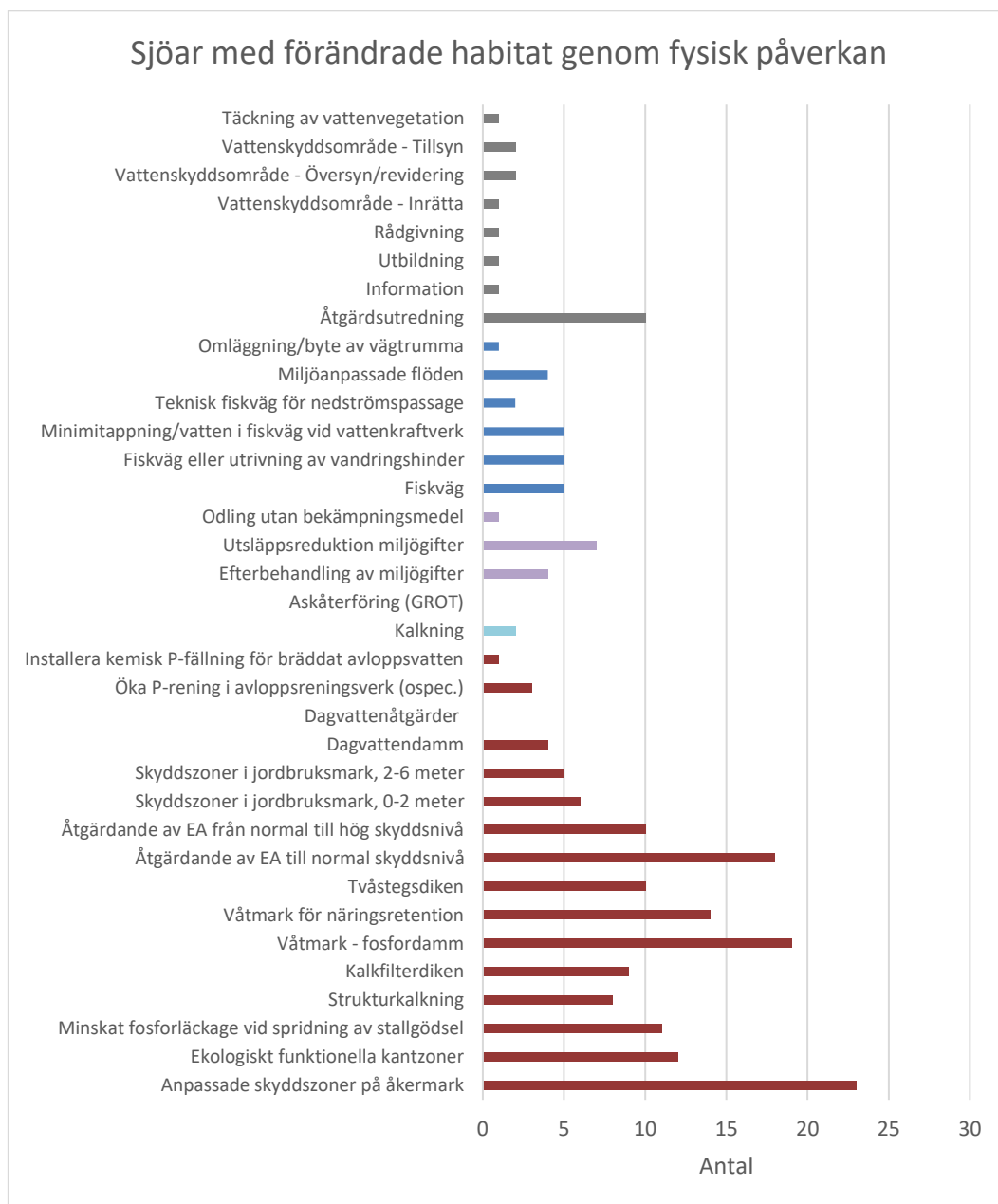
Figur 8. Möjliga åtgärder för de 27 sjöar som har övergödning och syrefattiga förhållanden som ytvattenrelaterat miljöproblem, dock har sjöarna flera miljöproblem samtidigt. Staplarnas färg visar olika åtgärder som främst är riktade för att åtgärda en typ av ytvattenrelaterade miljöproblem. Observera att en åtgärd kan ha flera syften. Röda staplar visar åtgärder riktade mot övergödning, ljusblåa staplar mot förorening, lila staplar mot miljögifter, mörkblåa staplar mot förändrade habitat genom fysisk påverkan. De gråa staplarna är övriga åtgärder vilket innefattar åtgärdsutredningar, information, täckning av vattenvegetation och vattenskyddsområde. Åtgärdsnamnet skyddszoner i jordbruksmark är förkortad och innefattar oskörda gräsbevuxna zoner med respektive avstånd till vattnet. I åtgärden av EA till normal alt. hög skyddsnivå står EA för enskilt avlopp.



Figur 9. Möjliga åtgärder för de 40 sjöar som har miljögifter som ytvattenrelaterat miljöproblem, dock har sjöarna flera miljöproblem samtidigt. Staplarnas färg visar olika åtgärder som främst är riktade för att åtgärda en typ av ytvattenrelaterade miljöproblem. Observera att en åtgärd kan ha flera syften. Röda staplar visar åtgärder riktade mot övergödning, ljusblåa staplar mot förorening, lila staplar mot miljögifter, mörkblåa staplar mot förändrade habitat genom fysisk påverkan. De gråa staplarna är övriga åtgärder vilket innefattar åtgärdsutredningar, information, täckning av vattenvegetation och vattenskyddsområde. Åtgärdsnamnet skyddszoner i jordbruksmark är förkortad och innefattar oskördade gräsbevuxna zoner med respektive avstånd till vattnet. I åtgärden av EA till normal alt. hög skyddsnivå står EA för enskilt avlopp.



Figur 10. Möjliga åtgärder för de 13 sjöar som har försurning som ytvattenrelaterat miljöproblem, dock har sjöarna flera miljöproblem samtidigt. Staplarnas färg visar olika åtgärder som främst är riktade för att åtgärda en typ av ytvattenrelaterade miljöproblem. Observera att en åtgärd kan ha flera syften. Röda staplar visar åtgärder riktade mot övergödning, ljusblå staplar mot försurning, lila staplar mot miljögifter, mörkblå staplar mot förändrade habitat genom fysisk påverkan. De gråa staplarna är övriga åtgärder vilket innefattar åtgärdsutredningar, information, täckning av vattenvegetation och vattenskyddsområde. Åtgärdsnamnet skyddszoner i jordbruksmark är förkortad och innefattar oskördade gräsbevuxna zoner med respektive avstånd till vattnet. I åtgärden av EA till normal alt. hög skyddsnivå står EA för enskilt avlopp.



Figur 11. Möjliga åtgärder för de 32 sjöar som har förändrat habitat genom fysisk påverkan som ytvattenrelaterat miljöproblem, dock har sjöarna flera miljöproblem samtidigt. Staplarnas färg visar olika åtgärder som främst är riktade för att åtgärda en typ av ytvattenrelaterade miljöproblem. Observera att en åtgärd kan ha flera syften. Röda staplar visar åtgärder riktade mot övergödning, ljusblåa staplar mot förorening, lila staplar mot miljögifter, mörkblåa staplar mot förändrade habitat genom fysisk påverkan. De gråa staplarna är övriga åtgärder vilket innefattar åtgärdsutredningar, information, täckning av vattenvegetation och vattenskyddsområde. Åtgärdsnamnet skyddszoner i jordbruksmark är förkortad och innefattar oskördade gräsbevuxna zoner med respektive avstånd till vattnet. I åtgärden av EA till normal alt. hög skyddsnivå står EA för enskilt avlopp.

3.3 Sjöar med ej klassade biologiska kvalitetsfaktorer

Antalet sjöar som tillhör gruppen med *ej klassade* biologiska kvalitetsfaktorer är 37 varav 36 tillhör Bottenhavet (SE2) och en sjö tillhör Västerhavet (SE5), se *Figur 3*. Vid kartläggningen visade det sig att en indikativ modell används för statusklassificering av de 36 sjöarna i Bottenhavet. Den indikativa modellen syftar till att kunna använda de fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna för att visa på sjöns ekologiska status när biologisk data saknas. Den indikativa modellen har inte använts för Deglunden (SE666382-138835) i Västerhavets vattendistrikt som saknar biologisk data. Sjöns dåliga status motiverades av avvikelser i hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Se Bilaga 2 för en lista på de 37 sjöarna.

3.3.1 Avgörande faktor för statusbedömning

För de sjöar där biologiskt underlag saknas och sjöns ekologiska status istället indikeras av fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer genom expertbedömning redovisas en alternativ statusklassning i *Tabell 8*. Detta på grund av fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer enligt HVMFS 2013:19 (se även avsnitt 1.3.1) sämst ska kunna ge måttlig status. Enligt denna alternativa statusklassning har 37 sjöar måttlig status när endast fysikalisk-kemiska och hydromorfologi används som underlag. Nio sjöar får måttlig status på grund av allmänna förhållanden dvs. vattenkemiska faktorer. För 28 av sjöarna är det hydromorfologiska kvalitetsfaktorer som ger den måttliga statusen där det i de flesta fall beror på att parametern konnektivitet har måttlig eller sämre status (*Tabell 8*). För detaljer om vilka sjöar det är se Bilaga 2. Resultatet från den alternativa klassningen relaterar främst till frågeställning tre om statusbedömningarnas säkerhet.

Tabell 8. Vid en alternativ bedömning av de 37 sjöarna med dålig status höjs statusen till måttlig när klassning av de fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna används. Se Bilaga 2 för mer detaljer om sjöarna.

Styrande kvalitetsfaktor vid alternativ statusbedömning	Måttlig status (Antal sjöar)
Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer	9
Allmänna förhållande	9
Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer	28
Konnektivitet	24
Hydrologisk regim	1
Morfologiska förhållanden	2
Konnektivitet + hydrologisk regim	1

3.3.2 Ytvattenrelaterade miljöproblem och möjliga åtgärder för att höja den ekologiska statusen

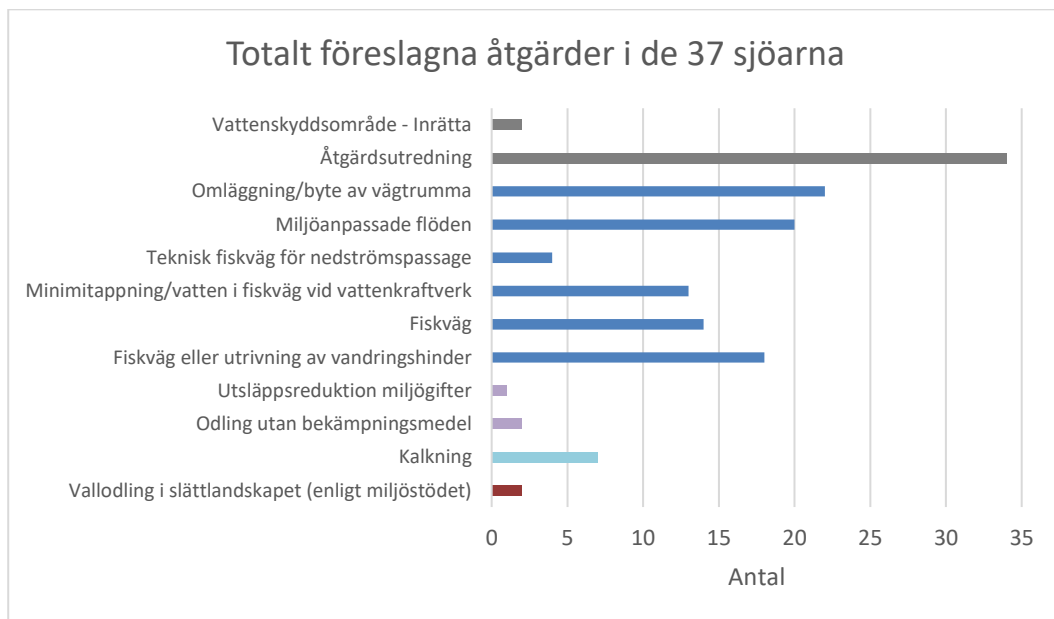
För de 37 sjöarna är kombinationen av två miljöproblem vanligast, 86 %. Tre miljöproblem samtidigt förekommer hos 14 % och ingen sjö har bara ett miljöproblem. Övergödning och syrefattiga förhållanden förekommer inte hos någon sjö däremot har alla sjöar problem med miljögifter. Förändrade habitat genom fysisk påverkan förekommer i 92 % av sjöarna medan försurning förekommer i 22 %. (Tabell 9) Detta svarar på frågeställning fyra om påverkansfaktorer.

Tabell 9. Övergödning och syrefattiga förhållanden, miljögifter, försurning och förändrade habitat genom fysisk påverkan är de fyra klassade ytvattenrelaterade miljöproblemen i de 37 sjöarna. En sjö kan ha flera miljöproblem vilket visas av de fyra kombinationerna.

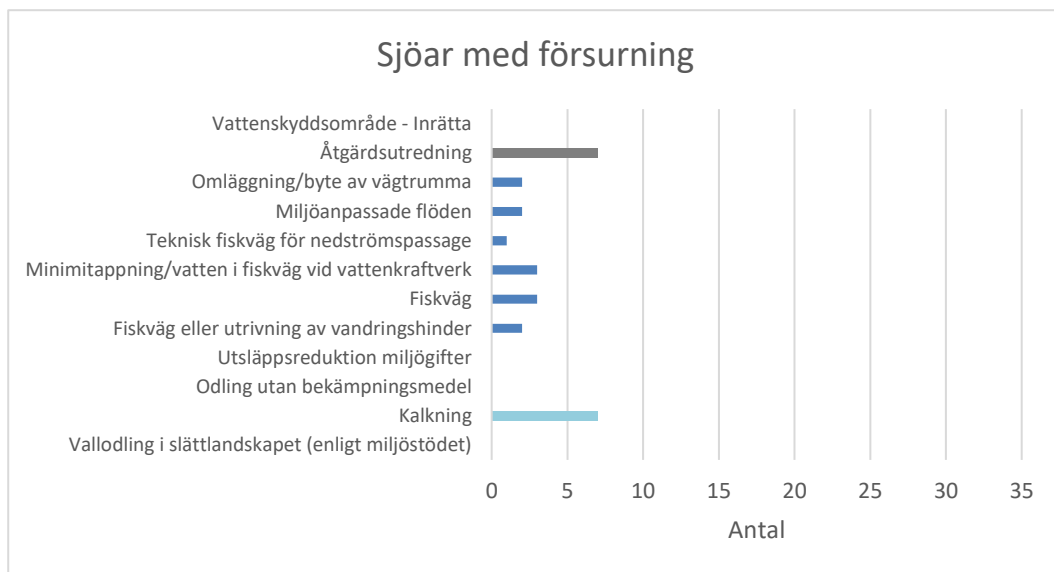
	Ytvattenrelaterade miljöproblem (Procent)	Kombinationer av miljöproblem (Procent)
Övergödning och syrefattiga förhållanden	0	
Miljögifter	100	
Försurning	22	
Förändrat habitat genom fysisk påverkan	92	
Ett miljöproblem		0
Två miljöproblem		86
Tre miljöproblem		14
Fyra miljöproblem		0

Totalt har 12 olika typer av åtgärder föreslagit för att höja den ekologiska statusen i de 37 sjöarna se *Figur 12*. Åtgärderna är grupperade i fem större grupper med avseende på vad åtgärden främst riktar att åtgärda. Åtgärdsutredningar är den absolut vanligaste åtgärden och föreslås i 34 av 37 sjöar.

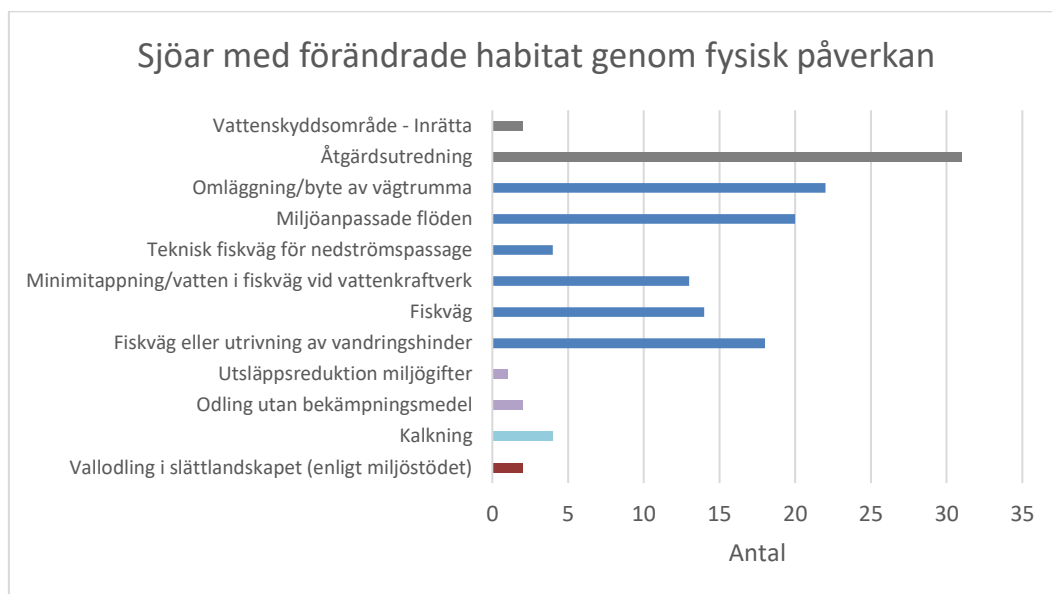
I *Figur 13* visas åtgärderna för de åtta sjöarna som har försurningsrelaterade miljöproblem. De har, förutom kalkning, åtgärder mot förändrat habitat och åtgärdsutredningar. För de 34 sjöarna med förändrade habitat genom fysisk påverkan i *Figur 14* är åtgärderna snarlika de totala åtgärderna i *Figur 12*. Enligt *Tabell 9* har alla sjöar miljöproblemet miljögifter vilket gör att åtgärderna motsvarar *Figur 12*. Figuren med föreslagna åtgärder relaterar att svara på frågeställning fem vilka kan anses vara rimliga kopplat till de ytvattenrelaterade miljöproblemen som identifierats i dessa sjöar som saknar biologisk data. Utredningen visade även att sjöar inte har åtgärder föreslagna mot miljöproblem som de inte har bedömts ha problem med.



Figur 12. De 12 möjliga åtgärder som är föreslagna för att höja den ekologiska statusen hos de 37 sjöarna. En sjö kan ha flera föreslagna åtgärder samtidigt. Staplarnas färg visar olika åtgärder som främst är riktade för att åtgärda en typ av ytvattenrelaterade miljöproblem. Observera att en åtgärd dock kan ha flera syften. Röda staplar visar åtgärder riktade mot övergödning, ljusblåa staplar mot förorening, lila staplar mot miljögifter, mörkblåa staplar mot förändrade habitat genom fysisk påverkan. De gråa staplarna är övriga åtgärder vilket främst innefattar åtgärdsutredningar.



Figur 13. Möjliga åtgärder för de 8 sjöar som har förorening som ytvattenrelaterat miljöproblem, dock har sjöarna flera miljöproblem samtidigt. Staplarnas färg visar olika åtgärder som främst är riktade för att åtgärda en typ av ytvattenrelaterade miljöproblem. Observera att en åtgärd kan ha flera syften. Röda staplar visar åtgärder riktade mot övergödning, ljusblåa staplar mot förorening, lila staplar mot miljögifter, mörkblåa staplar mot förändrade habitat genom fysisk påverkan. De gråa staplarna är övriga åtgärder vilket främst innefattar åtgärdsutredningar.



Figur 14. Möjliga åtgärder för de 34 sjöar som har förändrade habitat genom fysisk påverkan som ytvattenrelaterat miljöproblem, dock har sjöarna flera miljöproblem samtidigt. Staplarnas färg visar olika åtgärder som främst är riktade för att åtgärda en typ av ytvattenrelaterade miljöproblem. Observera att en åtgärd kan ha flera syften. Röda staplar visar åtgärder riktade mot övergödning, ljusblåa staplar mot förorening, lila staplar mot miljögifter, mörkblåa staplar mot förändrade habitat genom fysisk påverkan. De gråa staplarna är övriga åtgärder vilket främst innefattar åtgärdsutredningar.

4 Diskussion

4.1 Sjöarnas geografiska position i Sverige

Under den andra bedömningscykeln, 2010-2015, statusklassades 83 sjövattneförekomster till dålig ekologisk status (*Tabell 1*) varav de flesta sjöarna är belägna i Bottenhavets vattendistrikt (*Figur 3*). Den geografiska fördelningen visar att de tre sydliga distrikten (Norra Östersjön, Södra Östersjön och Västerhavet) har sina sjöar relativt jämnt fördelade över distrikten till skillnad mot Bottenhavets 45 sjöar som alla är belägna i Norrlands inland och då främst i Jämtlands län (*Figur 3 & Figur 5*). Den troliga anledningen till den stora geografiska spridningen kan bero på att vattendistriktet är egna enheter som gör egna tolkningar av data och bedömningar. Hur dessa utförs kan naturligtvis skilja sig åt mellan länen inom vattendistriktet. På EU-nivå har interkalibreringar gjorts för att öka harmoniseringen mellan ländernas bedömningssystemen för att ha jämförbara klassificeringar (Poikane *et al.*, 2014, 2015). En form av interkalibrering skulle rekommenderas för hur bedömningarna utförs mellan länsstyrelserna och på så sett öka harmoniseringen inom Sverige, följande stycken tydliggör problematiken.

4.2 Avgörande kvalitetsfaktor för den ekologiska statusen

Vid bedömning av vilka bedömningsfaktorer som orsakat den dåliga statusen i sjöarna har 46 sjöar minst en biologisk kvalitetsfaktor klassad, de resterande 37 sjöarna saknade biologiskt underlag (*Figur 3*). Detta visar att olika strategier och metoder tillämpats vid statusbedömning. För 36 sjöar i Bottenhavets vattendistrikt har en indikativ modell använts med anledning av att biologisk data saknas. Modellen bygger på en påverkansmodell och grundar sig på antagandet att de fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna indikerar den ekologiska statusen (Nandorf *et al.*, 2013) vilket frångår principen att de biologiska kvalitetsfaktorerna ska vara avgörande (Naturvårdsverket, 2007c). Med tanke på att bedömningsgrunderna inte tillämpats fullt ut och en modell

används för många sjöar skulle tillförlitligheten anses vara låg jämfört med sjöar där biologisk mätdata använts vilket även *Tabell 2* bekräftar.

I de sjöar som har biologiska kvalitetsfaktorer bedömda klassades främst fisk och växtplankton. Vanligast bedömdes bara en av fyra faktorer (*Tabell 3*). Kartläggningen visar att 34 av de 46 sjöarna uppvisade minst en biologisk parameter till dålig status, detta styrker dessa sjöars statusbedömning. Främst var växtplankton den utslagsgivande kvalitetsfaktorn för dessa sjöar (*Tabell 5*) vilket delvis svarar på arbetets andra frågeställning om avgörande kvalitetsfaktor. För bedömning av växtplankton rekommenderas ett medelvärde från tre års provtagningar (Naturvårdsverket, 2007a; Wilén, 2007; Carvalho *et al.*, 2013). I de sjöar där växtplanktonprover tagits har den rekommenderade provtagningsfrekvensen bara uppnåtts i 43 % av sjöarna (*Tabell 4*). Detta innebär att bedömningens osäkerhet ökar för de sjöar som inte provtagits med rekommenderad frekvens. Att regelbundet provta växtplankton minskar risken att endast ett avvikande algblomningsår representerar statusen. Det kan noteras att det senaste mätvärdet för växtplankton i de flesta fall kom från den aktuella cykeln (*Figur 6*) vilket är bra eftersom det är vattenförekomstens aktuella tillstånd som ska bedömas.

Underlaget för fisk kan anses vara bristfällig i de sjöar där provfiske använts från tidigare än år 2004 det vill säga innan den första cykeln, dock har lika många sjöar använt den aktuella cykeln. Ett enda provfiske har använts vid klassificeringen (*Tabell 4 & Figur 6*). Eftersom fisk tillskillnad från växtplankton reagerar långsammare på miljöförändringar (Naturvårdsverket, 2007a) skulle detta kunna motivera den låga provtagningsfrekvensen och att inga nya provtagningar gjorts. Det finns säkert också en ekonomisk aspekt i det hela. Om man antar att inget förändrats och därmed inte provtar så ofta skulle det kunna leda till att en förbättring eller försämring av status inte upptäcks.

4.2.1 Kvalitetsfaktorer expertbedöms

I några sjöar har fisk klassats till dålig status (*Tabell 5*) trots att indexet för fisk visat måttlig eller god status. I dessa sjöar har indexet motiverats ned till dålig status genom expertbedömning. Anledning till detta är att vattenförekomsterna är regleringspåverkade och därmed inte längre har förutsättningar för strömlevande fisk. Krokfjorden (SE626289-145811) är ett exempel. Liknande motivering har även gjorts för en sjö vid klassning av bottenfauna. För några av sjöarna (*Tabell 5*) är det oklart om provfiske varit till grund för klassningen av fisk, utan statusen för fisk har motiverats till dålig på grund av dämning. Detta har exempelvis motiverats för Hallsjön (SE631512-138912). Ett annat tillvägagångssätt har använts för tre sjöar där den ekologiska statusen klassats till dålig på grund av dålig hydromorfologi. För två av dessa sjöar ansågs inte fiskindexet (EQR8) vara anpassat till regionala förhållanden. I sjön Ämten (SE666318-138477) visade klorofyll *a* på hög status, övrig biologisk data saknades, den ekologiska statusen motiverades av hydromorfologi.

Med anledning av ovan nämnda har olika tillvägagångssätt använts vid bedömning av den ekologiska statusen. Gemensamt är dock att den utslagsgivande faktorn för de 11 sjöarna har varit hydromorfologi trots att hydromorfologiska kvalitetsfaktorer inte ska kunna ge sämre status än måttlig. Detta frångår principen att de biologiska kvalitetsfaktorerna i första hand ska vara avgörande. Att fisk expertbedömts till en lägre status indikerar att bedömningsgrunderna för fisk och bottenfauna inte tillgodoser det som man egentligen vill klassa. Det visar också på hur bedömningsgrunderna i praktiken fungerar. I det svenska forskningsprojektet WATERS rapport från 2016 finns nya förslag på förbättringar av främst de gamla bedömningsgrunderna och därmed fokuserade på övergödnings- och försurningsproblematik (Lindegarh *et al.*, 2016). I denna studie visade sig att hydromorfologi har påverkat de biologiska faktorerna vid expertbedömning vilket indikerar att vissa biologiska bedömningsgrunder behöver kopplas till hydromorfologisk påverkan. Lindegarh *et al.*, 2016 rapport visar ett behov av utveckling av nya indikatorer för påverkan från vattenkraft där makrofytter skulle kunna vara en möjlig indikator.

Om expertbedömningarna förbises i de 11 sjöarna skulle en alternativ bedömning ge måttlig ekologisk status för dessa sjöar (*Tabell 6 & Bilaga 1*). Detta visar på hur stor betydelse expertbedömningarna har. Trots allt skulle måttlig status fortfarande innebära att åtgärdsprogram ska upprättas med syfte att höja den ekologiska statusen. För att styrka sjöarnas dåliga ekologiska status skulle helst flera biologiska faktorer ligga till grund för klassningen särskilt med tanke på att merparten av sjöarna endast hade en av fyra faktorer klassade (*Tabell 3*).

Som *Tabell 5* visar har tre kvalitetsfaktorer, fisk, bottenfauna och makrofytter, nedbedömts. Detta visar vilken effekt expertbedömningen får för den slutgiltiga statusen. Om inte Krageholmssjöns (SE615375-137087) makrofytter expertbedömts till en lägre status skulle det istället resultera i otillfredsställande status för sjön (*Tabell 6 & Bilaga 1*). I och med Weserdomen klargjordes vad som innebär med försämring av status, där varken enskilda kvalitetsfaktorer status eller den ekologiska statusen får försämrats (Grahn, 2016) till exempel om man söker tillstånd för en verksamhet i en sådan vattenförekomsts avrinningsområde. Detta skulle kunna resultera i att det i framtiden blir ännu viktigare att de ingående faktorerna är tydligt statusklassade och på ett harmoniserat sett i Sverige. Trots allt är det fortfarande viktigt att expert- och rimlighetsbedömningar kan göras vid alla statusbedömningar för att minska risken att avvikande mätvärden eller enskilda år påverkar klassificeringen felaktigt. Genomförs expert- eller rimlighetsbedömningar är det dessutom viktigt att det dokumenteras för att ge förståelse till vattenförekomstens statusklassning.

4.2.2 Sjöar klassade med den indikativa modellen

En indikativ modell har som tidigare beskrivits använts för 36 sjöar i Bottenhavets vattendistrikt med anledning av att stor underlagsbrist råder på biologisk data i norra Sverige (Göthe *et al.*, 2007; Öhman & E. Johansson, 2009). Eftersom bedömningen bygger på en

påverkansmodell är det svårt att urskilja vilken kvalitetsfaktor som varit utslagsgivande för respektive sjö vilket är ett delsvar till frågeställning två. Modellen framtogs för bedömning för den första förvaltningscykeln, 2004-2009 (Nandorf *et al.*, 2013). Vid den andra cykelns statusklassning expertbedömdes 2009 års klassning. För att göra en korrekt klassning utifrån bedömningsgrunderna ska de biologiska kvalitetsfaktorerna väga tyngst. Med anledning av detta skulle modellen behöva utvecklas genom att klassa utvalda biologiska parametrar istället.

När biologisk data saknas och de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna visar måttlig eller sämre status kan den ekologiska statusen lägst klassas till måttlig (*HVMFS 2013:19*; Caruso *et al.*, 2013). Om en alternativ klassning görs för dessa sjöar och utgår från de klassade fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna ger det måttlig status istället för dålig främst med anledning av konnektivitetsproblem (*Tabell 8 & Bilaga 2*). Även för sjöar med måttlig status måste åtgärdsprogram upprättas. Eftersom modellen har tillämpats för sjöar i både Bottenhavets och Bottenvikens vattendistrikt är det intressant varför endast sjöar i Bottenhavets distrikt resulterade i dålig ekologisk status. Detta kan tyda på ett behov av ökad harmonisering i hur bedömningarna utförs mellan länen. Särskilt med tanke på Weserdomen då den ekologiska miljö kvalitetsnormen blir rättsligt bindande och därmed kan statusklassificeringen utgöra viktigt beslutsunderlag vid tillståndsprövning.

4.3 Statusklassificeringarnas osäkerhet

Angående hur säker den ekologiska statusklassificeringen är relaterat till den tredje frågeställningen. Här ger de olika delresultaten en indikation på bedömningarnas säkerhet. Att endast ett fåtal biologiska kvalitetsfaktorer används för statusbedömningarna skulle kunna visa på större osäkerhet än om mer underlag och provtagningar skulle bekräfta bedömningarna. Med högre provtagningsfrekvens kan mätningarnas spridning identifieras och risken att enstaka mätvärden påverkar bedömningen minskar. Upprepade mätningar möjliggör också att tillståndsförändringar över tid lättare kan följas för vattenförekomsten. När en indikativ modell använts för ett stort antal sjöar indikerar det en större osäkerhet jämfört när biologiskt provresultat använts, eftersom det i första hand är de biologiska kvalitetsfaktorerna som ska vara avgörande.

Enligt föreskrifterna *HVMFS 2013:19* är det möjligt att tillämpa expertbedömningar, detta användes för merparten av de 83 sjöarna i något avseende. Om det ger en större osäkerhet beror helt på anledningen till varför en expertbedömning gjorts. I de fall det används på grund av underlagsbrist borde istället mer mätresultat visa på statusen för att öka säkerheten. När expertbedömning används i de fall en uppmätt status inte anses vara representativ för vattenförekomsten skulle det kunna säkerställa en mer rimlig klassning för den

enskilda vattenförekomsten. Hur säkra statusbedömningarna anses vara är en subjektiv bedömning.

I handboken 2007:4 finns ingen utförlig vägledning för genomförandet av expertbedömningar (Naturvårdsverket, 2007c). Då denna studie har visat att expertbedömningar tillämpats frekvent skulle det vara lämpligt att mer utförliga riktlinjer utvecklas. En grad av osäkerhet infinner sig i stort sett alltid vid bedömningens olika delar och börjar redan vid provtagningen. Lindegarth *et al.*, 2013 studie om osäkerhet visar att handbokens rekommendationer om hantering av osäkerhet inte har en sammanhållen strategi för de biologiska kvalitetsfaktorerna och föreslår därmed ett gemensamt tillvägagångssätt för att hantera osäkerheten. Behovet av kartläggning av osäkerhet har också identifierats i Hering *et al.*, 2010. Den här studiens resultat om osäkerhet visar också på ett behov av att osäkerheten behöver hanteras för att öka tillförligheten på statusbedömningarna. Trots allt kommer en viss grad av osäkerhet alltid finnas vid bedömning av biologiska processer.

4.4 Ytvattenrelaterade miljöproblem och föreslagna åtgärder i sjöar med dålig ekologisk status

I detta avsnitt diskuteras sjöarnas påverkansfaktorer och de föreslagna åtgärderna vilket ämnar att ge svar på fjärde och femte frågeställningen. Miljögifter är generellt det vanligaste ytvattenrelaterade miljöproblemet vilket främst är kopplat till den kemiska statusen vilket inte varit i fokus i denna studie. Förändrat habitat genom fysisk påverkan förekommer i hela landet men dominerar i Norrlands inland. Försurning är vanligast i sydväst medan övergödning förekommer i större utsträckning hos sjöar i de östra delarna av Sverige och vid Norrlandskusten. (Figur 4)

I 57 % av sjöarna med biologiska kvalitetsfaktorer klassade förekommer vanligast tre miljöproblem samtidigt (Tabell 7). Förutom miljögifter är förändrat habitat genom fysisk påverkan och övergödning de vanligaste miljöproblemen för dessa 46 sjöar. För att höja sjöarnas ekologiska status föreslås totalt 35 olika typer av åtgärder (Figur 7). Flesta är riktade mot övergödning där anpassad skyddszon på åkermark är den absolut vanligaste åtgärden. De vanligaste åtgärderna mot försurning och miljögifter är kalkning respektive utsläppsreduktion av miljögifter. De åtgärder som riktas mot förändrat habitat genom fysisk påverkan är främst för fisk. Att åtgärdsutredningar är vanliga visar också på att mer undersökningar krävs för att hitta lämpliga åtgärder.

För sjöar med övergödningssytematik syns en tydlig trend att de 16 olika typerna av åtgärder är riktade mot näringsläckage via främst jordbruk och enskilt avlopp (Figur 8). Det är även rimligt att näringsrika sjöar inte har försurningsåtgärder. Att en fosfordamm föreslagits som åtgärd i en sjö som inte bedömts ha övergödning ses ingen tydlig förklaring till eftersom åtgärdens syfte är att minska tillförsel av fosfor.

De föreslagna åtgärderna för försurade sjöar visar att åtgärderna främst är riktade mot sjöarnas andra problem och att försurning inte behandlas i så stor utsträckning (*Figur 10*). Många åtgärder är riktade mot förändrat habitat, dessutom finns tre olika typer av åtgärder riktade mot övergödning. Åtgärder mot övergödning skulle kunna förklaras av att åtgärden kan ha fler än ett syfte exempel mot miljögifter. Med anledning av att miljögifter förekommer i princip alla sjöar och att 57 % har tre miljöproblem samtidigt (*Tabell 7*) är de föreslagna åtgärderna i sjöar med miljögifter (*Figur 9*) lika de totala åtgärderna för samtliga 46 sjöar (*Figur 7*). Ett liknade resonemang kan även föras för de sjöar med förändrat habitat där åtgärderna är riktade mot flera miljöproblem samtidigt (*Figur 11*). Anledningen till att några åtgärder för fisk föreslås för sjöar som inte bedömts ha förändrat habitat skulle kunna bero på att tillrinnande vatten har problem med detta. En annan förklaring är att sjön egentligen har problem med förändrat habitat annars ses ingen tydlig förklaring till varför fisk-åtgärder föreslås.

För sjöar som saknar biologiskt underlag är förändrat habitat (92 %) det vanligaste ytvattenrelaterade miljöproblemet efter miljögifter (*Tabell 9*). Ingen övergödning konstateras hos dessa sjöar. Att sjöarna inte har övergödning beror nog främst på att alla (utom en) ligger i Bottenhavets vattendistrikt och att intensiv markanvändning, främst jordbruk, inte förekommer i lika stor utsträckning som i södra Sverige. Intressant är dock att en åtgärd föreslås som är riktad mot näringsläckage. Åtgärdsutredningar är det absolut vanligaste åtgärdsförslaget och föreslås i 34 av 37 sjöar (*Figur 12*). Det visar på att fler utredningar måste göras för att hitta lämpliga åtgärder för att vattenförekomsten ska följa miljökvalitetsnormen. Det kan också visa på komplexa miljöproblem som kräver mer kunskap för att hitta lämplig åtgärd. Totalt föreslås 12 olika typer av åtgärder, flest inriktade till att underlätta vandring av fisk (*Figur 12*) och samtliga förekommer i sjöar med förändrat habitat (*Figur 14*). Kalkning föreslås som möjlig åtgärd i större utsträckning i norr (*Figur 13*) jämfört med de övriga sjöarna som är försurade i Sverige (*Figur 10*). Förklaringen till detta skulle kunna bero på att 86 % av sjöarna i norr har två miljöproblem samtidigt (*Tabell 9*) jämfört med de andra sjöarna som har tre (*Tabell 7*). En annan förklaring kan vara att åtgärdslistan endast tillgodoser föreslagna åtgärder och visar därmed inte om sjön nyligen kalkats alternativt kan sjön ingå som nationell referens för naturlig återhämtning.

Självklart är det inte mängden föreslagna åtgärder utan hur bra åtgärden är på att bidra till att miljökvalitetsnormen följs och höjer sjöns status som är det relevanta. Den generella slutsatsen för de föreslagna åtgärderna är att de kan anses vara rimliga. Med anledning att en vattenförekomst i regel har flera påverkansfaktorer samtidigt ger det ett komplext problem, vilket även visas av att flera olika typer av åtgärder är föreslagna för en vattenförekomst. De föreslagna åtgärderna är i slutänden också beroende av om de är tekniskt och ekonomiskt genomförbara.

4.5 Slutsats

Med anledning av vattendirektivets mål, god status, är det av stor vikt att statusen höjs för de sjöar som bedömts till den sämsta statusen. Slutsatsen från de sjöar som klassificerats till dålig ekologisk status är att de har flera påverkansfaktorer samtidigt vilket även förklaras av att olika typer av åtgärder föreslås för att höja sjöarnas status. Denna studies resultat visar att olika strategier använts vid bedömning av vattenförekomsternas ekologiska status, i vissa fall har en biologisk kvalitetsfaktor direkt visat på dålig status i andra fall har en indikativ modell eller expertbedömningar tillämpats. Det visade sig att hydromorfologi har påverkat den slutliga statusen antingen direkt eller indirekt genom att en biologisk kvalitetsfaktor nedbedömts. Detta skulle kunna vara en indikation på att bedömningsgrunderna för fisk och bottenfauna behöver utvecklas så att de kopplas tydligare till hydromorfologisk påverkan. För att öka statusbedömningarnas säkerhet skulle mer biologisk data behöva ligga till grund för statusklassningen. Detta gäller för så väl antalet biologiska kvalitetsfaktorer som för provtagningsfrekvensen men det är självklart en resurs- och kostnadsfråga. Till sist verkade expertbedömningarna ha en betydelsefull inverkan på många av de 83 sjöarnas ekologiska status. För att öka harmoniseringen av hur expertbedömningar utförs och dokumenteras skulle det behöva göras på ett likartat sätt i hela Sverige då studien visar på att de utförts på olika sätt i olika delar av Sverige. Bättre harmonisering av expertbedömningar skulle ge enklare förståelse för varje enskild vattenförekomst statusklassificering.

Referenslista

- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17(3), pp 333–347.
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N. & Hering, D. (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18, pp 31–41.
- Brönmark, C. & Hansson, L.-A. (2005). *The Biology of Lakes and Ponds* [online]. 2nd ed. New York: Oxford University press. Tillgänglig: http://eva.universidad.edu.uy/pluginfile.php/309410/mod_resource/content/1/LAKESANDPONDS.pdf. [2017-06-14].
- Caruso, J., Christensen, A., Franzén, F., Johansson, L., Kronholm, M., Lagergren, R., Nandorf, E., Petersson, J., Rimne, A., Salonsaari, J. & Vartia, K. (2013). *Kokbok för kartläggning och analys 2013-2014- Hjälpreda för klassificering av ekologisk status i ytvatten*. [online]. Vattenmyndigheterna i samverkan. (Version IV).
- Carvalho, L., Poikane, S., Solheim, A. L., Phillips, G., Borics, G., Catalan, J., Hoyos, C. D., Drakare, S., Dudley, B. J., Järvinen, M., Laplace-Treytore, C., Maileht, K., McDonald, C., Mischke, U., Moe, J., Morabito, G., Nöges, P., Nöges, T., Ott, I., Pasztaleniec, A., Skjelbred, B. & Thackeray, S. J. (2013). Strength and uncertainty of phytoplankton metrics for assessing eutrophication impacts in lakes. *Hydrobiologia*, 704(1), pp 127–140.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- European Environment Agency (2012). *European waters — assessment of status and pressures* [online]. Copenhagen: EEA. (Report No 8/2012).
- Grahn, S. (2016). *Följder av Weserdomen- Analys av rättsläget med sammanställning av domar* [online]. Göteborg: Havs- och Vattenmyndigheten. (Rapport 2016:30).
- Göthe, L., Askund, R. & Johansson, M. (2007). Tillvägagångssätt för fördjupad karakterisering av sjöar och vattendrag i Bottenhavets vattendistrikt- indikativ modell. Vattenmyndigheten Bottenhavet. Tillgänglig: http://extra.lansstyrelsen.se/viss/SiteCollectionDocuments/sv/vattenforekomst/status/Expertbed%C3%B6mning_indikativ_modell.doc. [2017-04-20].
- Hedlund, A. & Kjellander, C. (2011). *MKB- Introduktion till miljökonsekvensbeskrivning*. Upplaga 1:7. Lund: Studentlitteratur AB. ISBN 978-91-44-04618-1.
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C. K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R. K., Moe, J., Pont, D., Lyche Solheim, A. & van de Bund, W. (2010). The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*, 408, pp 4007–4019.
- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, S., Bergquist, B. & Beier, U. (2007). *Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar- Utveckling och tillämpning av EQR8* [online]. Fiskeriverket informerar. (Rapport 2007:3).
- HVMFS 2013:19 Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

- Johnson, R. K. & Goedkoop, W. (2007). *Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument* [online]. Institutionen för miljöanalys. Sveriges lantbruksuniversitet. (Rapport 2007:4).
- Lindegarth, M., Carstensen, J., Drakare, S., Johnson, R., Nyström Sandman, A., Söderpalm, A. & Wikström, S. A. (Editors) (2016). *Ecological Assessment of Swedish Water Bodies; development, harmonisation and integration of biological indicators*. Sweden: Havsmiljöinstitutet. (Final report of the research programme WATERS. Deliverable 1. 1-4, WATERS report no 2016:10).
- Lindegarth, M., Carstensen, J. & Johnson, R. K. (2013). *Uncertainty of biological indicators for the WFD in Swedish water bodies: current procedures and a proposed framework for the future*. Sweden: Havsmiljöinstitutet. (Report no. 2013:1. Deliverable 2.2-1).
- Lyche-Solheim, A., Feld, C. K., Birk, S., Phillips, G., Carvalho, L., Morabito, G., Mischke, U., Willby, N., Søndergaard, M., Hellsten, S., Kolada, A., Mjelde, M., Böhmer, J., Miler, O., Pusch, M. T., Argyillier, C., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L. & Poikane, S. (2013). Ecological status assessment of European lakes: a comparison of metrics for phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrates and fish. *Hydrobiologia*, 704(1), pp 57–74.
- Michanek, G. & Zetterberg, C. (2017). Ramvattendirektivet. *Den svenska miljörätten*. upplaga 4:2., pp 184–194. Uppsala: Författarna och Iustus Förlag AB. ISBN 978-91-7678-951-3.
- Nandorf, E., De Wachter, B., Johansson, M., Olofsson, P., Palmgren, E. & Åslund, D. (2013). Utvärdering av den indikativa modellen- bedömning av fysisk påverkan. Vattenmyndigheterna. Dnr 537-5711-11. Tillgänglig: <http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/bottenhavet/publikationer/utvardering-indikativ-modell.pdf>. [2017-04-19].
- Naturvårdsverket (2007a). *Bilaga A till Handbok 2007:4 Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-014 8 - 3, ISSN 1650-2361.
- Naturvårdsverket (2007b). *Bilaga C till handbok 2007:4. Bedömningsgrunder för hydromorfologi*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-0150-6.
- Naturvårdsverket (2007c). *Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp*. 2007:4 utgåva 1, ISBN 978-91-620-0147-6, ISSN 1650-2361. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Poikane, S., Birk, S., Böhmer, J., Carvalho, L., de Hoyos, C., Gassner, H., Hellsten, S., Kelly, M., Lyche Solheim, A., Olin, M., Pall, K., Phillips, G., Portielje, R., Ritterbusch, D., Sandin, L., Schartau, A.-K., Solimini, A. G., van den Berg, M., Wolfram, G. & van de Bund, W. (2015). A hitchhiker's guide to European lake ecological assessment and intercalibration. *Ecological Indicators*, 52, pp 533–544.
- Poikane, S., Zampoukas, N., Borja, A., P. Davies, S., van de Bund, W. & Birk, S. (2014). Intercalibration of aquatic ecological assessment methods in the European Union: Lessons learned and way forward. *Environmental Science & Policy*, 44, pp 237–246.
- Rao, Y. R., Howell, T., Watson, S. B. & Abernethy, S. (2014). On hypoxia and fish kills along the north shore of Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 40(1), pp 187–191.
- Risinger, B. (2015). *Vägledning för kraftigt modifierade vatten* [online]. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. (Rapport 2015:9. ISBN 978-91-87025-80-8).
- SFS 1998:808 Miljöbalken.
- SFS 2004:660 Förordning om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.
- Sonesten, L. (2007). *Reviderade bedömningsgrunder för klorofyll- Revidering och anpassning till den "nordiska" interkalibreringen av klorofyll i sjöar (NGIG)* [online]. Institutionen för miljöanalys. Sveriges Lantbruksuniversitet. (Rapport 2007:5).
- Wiederholm, T. (1980). Use of Benthos in Lake Monitoring. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 52(3), pp 537–547.
- Willén, E. (2007). *Växtplankton i sjöar Bedömningsgrunder* [online]. Institutionen för miljöanalys. Sveriges lantbruksuniversitet. (Rapport 2007:6).
- Öhman, J. & E. Johansson, M. (2009). Den indikativa modellen- Statusklassificering av sjöar och vattendrag baserad på påverkansdata. Vattenmyndigheten Bottenviken. Tillgänglig: http://www.vattenmyndigheterna.se/SiteCollectionDocuments/sv/bottenviken/publikationer/Beskrivningavindikativmodellen_090325.pdf. [2017-04-19].

Bilaga 1

Tabell 10. De 46 sjöar som klassats till dålig ekologisk status under den andra bedömningscykeln som alla har minst en biologisk kvalitetsfaktor klassad. Sjöarna är sorterade utifrån myndighet/distrikt med SE1- Bottenviken, SE2- Bottenhavet, SE3- Norra Östersjön, SE4- Södra Östersjön och SE5- Västerhavets vattendistrikt. För 34 sjöar visas den avgörande kvalitetsfaktorn för sjöns dåliga status. Tabellen visar även en alternativa statusklassning för 12 sjöar då vissa biologiska kvalitetsfaktorer som expertbedömts till en lägre status korrigerats till den uppmätta statusen vilket visar på en teoretisk klassning när expertbedömningen avsiktligt förbises.

EU kod	Sjönamn	Huvudavrinningsområde	Län	Kommun(er)	Myndighet/ distrikt	Alt. ekologisk status	Avgörande faktor vid alt. klassning
SE711019-170880	Avan	Tavleån - SE27000	Västerbotten - 24	Umeå - 2480	SE1	Dålig	Växtplankton
SE707514-172813	Gammboatlänningen	Kustområde - SE27028	Västerbotten - 24	Umeå - 2480	SE1	Dålig	Växtplankton
SE729815-172194	Östra Muskusträsket	Piteälven - SE13000	Norrbottn - 25	Älvsbyn - 2560	SE1	Dålig	Växtplankton
SE680709-141994	Näcksjön	Dalälven - SE53000	Dalarna - 20	Mora - 2062	SE2	Dålig	Fisk
SE684681-138366	Övre Rottensjön	Dalälven - SE53000	Jämtland - 23	Härjedalen - 2361	SE2	Måttlig	Fisk
SE680097-153256	Hängsjön	Ljusnan - SE48000	Gävleborg - 21	Bollnäs - 2183	SE2	Dålig	Växtplankton
SE682952-133722	Tangsjöarna	Dalälven - SE53000	Dalarna - 20	Älvdalen - 2039	SE2	Dålig	Fisk
SE683022-133716	Tangsjöarna	Dalälven - SE53000	Dalarna - 20	Älvdalen - 2039	SE2	Dålig	Fisk

EU kod	Sjönamn	Huvudavrinningsområde	Län	Kommun(er)	Myndighet/ distrikt	Alt. ekologisk status	Avgörande faktor vid alt. klassning
SE684615- 138670	Nedre Rottensjön	Dalälven - SE53000	Jämtland - 23	Härjedalen - 2361	SE2	Måttlig	Fisk
SE670047- 149516	Rasjön	Dalälven - SE53000	Dalarna - 20	Säter - 2082	SE2	Dålig	Växtplankton
SE668374- 150912	Brunnsjön	Dalälven - SE53000	Dalarna - 20	Hedemora - 2083	SE2	Dålig	Växtplankton
SE669265- 148779	Gruvsjön	Dalälven - SE53000	Dalarna - 20	Säter - 2082	SE2	Dålig	Fisk
SE662674- 164394	Långsjön (Rimbo)	Norrtäljeån - SE59000	Stockholm - 01	Norrtälje - 0188	SE3	Dålig	Växtplankton
SE661952- 164005	Sparren	Åkersström - SE60000	Stockholm - 01	Norrtälje - 0188, Vallentuna - 0115	SE3	Dålig	Växtplankton
SE654145- 161816	Västra Styran	Kustområde - SE62063	Stockholm - 01	Nynäshamn - 0192	SE3	Dålig	Växtplankton
SE654491- 160230	Kyrksjön (Hölö)	Kustområde - SE62063	Stockholm - 01	Södertälje - 0181	SE3	Dålig	Växtplankton
SE655092- 158354	Storsjön	Trosaån - SE63000	Södermanland - 04	Gnesta - 0461	SE3	Dålig	Växtplankton
SE664210- 153217	Gussjön	Norrström - SE61000	Västmanland - 19	Sala - 1981	SE3	Dålig	Makrofytter
SE654016- 153982	Långhalsen	Nyköpingsån - SE65000	Södermanland - 04	Katrineholm - 0483	SE3	Dålig	Växtplankton
SE655601- 157855	Avlasjön	Trosaån - SE63000	Södermanland - 04	Gnesta - 0461	SE3	Dålig	Växtplankton
SE615464- 134175	Böringesjön	Sege å - SE90000	Skåne - 12	Svedala - 1263, Trelleborg - 1287	SE4	Dålig	Växtplankton

EU kod	Sjönamn	Huvudavrinningsområde	Län	Kommun(er)	Myndighet/ distrikt	Alt. ekologisk status	Avgörande faktor vid alt. klassning
SE625684-143098	Hönshyltefjorden	Mörrumsån - SE86000	Kronoberg - 07	Tingsryd - 0763	SE4	Måttlig	Växtplankton, makrofyter, fisk
SE650258-150301	Dovern	Motala ström - SE67000	Östergötland - 05	Finspång - 0562	SE4	Dålig	Bottenfauna
SE630406-143665	Södra Bergundasjön	Mörrumsån - SE86000	Kronoberg - 07	Växjö - 0780	SE4	Dålig	Växtplankton
SE647171-151011	Norra Teden	Motala ström - SE67000	Östergötland - 05	Linköping - 0580, Åtvidaberg - 0561	SE4	Dålig	Växtplankton
SE615375-137087	Krageholmssjön	Kustområde - SE89090	Skåne - 12	Ystad - 1286	SE4	Otillfredsställande	Växtplankton
SE622731-136920	Finjasjön	Helge å - SE88000	Skåne - 12	Hässleholm - 1293	SE4	Dålig	Växtplankton
SE639814-153618	Tjursbosjön	Botorpsströmmen - SE71000	Kalmar - 08	Västervik - 0883	SE4	Dålig	Fisk
SE627058-138641	Delarymagasinet	Helge å - SE88000	Kronoberg - 07	Älmhult - 0765	SE4	Måttlig	Fisk
SE615767-134254	Fjällfotasjön	Sege å - SE90000	Skåne - 12	Svedala - 1263	SE4	Dålig	Växtplankton
SE626289-145811	Krokfjorden	Ronnebyån - SE82000	Kronoberg - 07	Tingsryd - 0763	SE4	Måttlig	Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer
SE626406-145882	Sandsjön vid Södra Sandsjö	Ronnebyån - SE82000	Kronoberg - 07	Tingsryd - 0763	SE4	Måttlig	Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer
SE647213-150153	Svinstadsjön	Motala ström - SE67000	Östergötland - 05	Linköping - 0580	SE4	Dålig	Växtplankton
SE630480-143556	Norra Bergundasjön	Mörrumsån - SE86000	Kronoberg - 07	Växjö - 0780	SE4	Dålig	Växtplankton

EU kod	Sjönamn	Huvudavrinningsområde	Län	Kommun(er)	Myndighet/ distrikt	Alt. ekologisk status	Avgörande faktor vid alt. klassning
SE616141- 133891	Yddingesjön	Sege å - SE90000	Skåne - 12	Svedala - 1263	SE4	Dålig	Växtplankton
SE631512- 138912	Hallsjön	Lagan - SE98000	Kronoberg - 07	Ljungby - 0781	SE5	Måttlig	Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer
SE666318- 138477	Ämten	Göta älv - SE108000	Värmland - 17	Hagfors - 1783	SE5	Måttlig	Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer
SE656869- 131651	Öster-Svan	Göta älv - SE108000	Värmland - 17	Säffle - 1785	SE5	Dålig	Bottenfauna
SE671139- 137610	Västra Rotsjön	Göta älv - SE108000	Dalarna - 20	Malung-Sälen - 2023	SE5	Dålig	Fisk
SE627468- 137330	Trarydsmagasinet	Lagan - SE98000	Kronoberg - 07	Ljungby - 0781, Markaryd - 0767	SE5	Måttlig	Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer
SE634467- 129859	Skällingesjö	Himleån - SE104000	Halland - 13	Varberg - 1383	SE5	Dålig	Fisk
SE626534- 135855	Ängabäcks Dämningsområde	Lagan - SE98000	Kronoberg - 07	Markaryd - 0767	SE5	Måttlig	Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer
SE646802- 129905	Hullsjön	Göta älv - SE108000	Västra Götaland - 14	Trollhättan - 1488, Vänersborg - 1487	SE5	Dålig	Makrofyter
SE667043- 139241	Storsjön	Göta älv - SE108000	Värmland - 17	Hagfors - 1783	SE5	Måttlig	Makrofyter
SE656804- 128027	Motjärn	Göta älv - SE108000	Västra Götaland - 14	Bengtsfors - 1460	SE5	Dålig	Fisk
SE637260- 128728	Skärsjön	Kustområde - SE105106	Halland - 13	Kungsbacka - 1384	SE5	Dålig	Fisk

Bilaga 2

Tabell 11. *De 37 sjöar med dålig ekologisk status som ej har biologiska kvalitetsfaktorer klassade. Sjöarna är sorterade i de två distrikten; SE2- Bottenhavet och SE5- Västerhavets vattendistrikt. Tabellen visar även en alternativ statusklassning där endast de klassade kvalitetsfaktorerna (fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska) var till grund för bedömningen.*

EU kod	Sjönamn	Huvudavrinningsområde	Län	Kommun(er)	Myndighet/ distrikt	Alt. ekologisk status	Avgörande faktor vid alt. klassning
SE683458-141344	Ulvsjön	Ljusnan - SE48000	Dalarna - 20	Mora - 2062	SE2	Måttlig	Allmänna förhållanden
SE684090-139575	Stortjärnen	Ljusnan - SE48000	Jämtland - 23	Härjedalen - 2361	SE2	Måttlig	Allmänna förhållanden
SE685806-143266	Amsen	Ljusnan - SE48000	Jämtland - 23	Härjedalen - 2361	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE687218-145653	Kvarnsjön	Ljusnan - SE48000	Jämtland - 23	Härjedalen - 2361	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE687481-143926	Målingen	Ljusnan - SE48000	Jämtland - 23	Härjedalen - 2361	SE2	Måttlig	Allmänna förhållanden
SE689488-140401	Linsellsjön	Ljusnan - SE48000	Jämtland - 23	Härjedalen - 2361	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE692897-136756	Stortjärnen	Ljusnan - SE48000	Jämtland - 23	Härjedalen - 2361	SE2	Måttlig	Morfologiska förhållanden
SE693092-144058	Bredsillret	Ljungan - SE42000	Jämtland - 23	Berg - 2326	SE2	Måttlig	Konnektivitet+ hydrologisk regim
SE685620-137419	Stortjärnen	Ljusnan - SE48000	Jämtland - 23, Dalarna - 20	Härjedalen - 2361, Älvdalen - 2039	SE2	Måttlig	Allmänna förhållanden

SE686710-145792	Stor-Öjingen	Ljusnan - SE48000	Jämtland - 23	Härjedalen - 2361	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE692776-136890	Synnaåssjön	Ljusnan - SE48000	Jämtland - 23	Härjedalen - 2361	SE2	Måttlig	Morfologiska förhållanden
SE693109-143914	Rätanssjön	Ljungan - SE42000	Jämtland - 23	Berg - 2326	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE695913-138598	Väster-Mjöingen	Ljungan - SE42000	Jämtland - 23	Berg - 2326	SE2	Måttlig	Allmänna förhållanden
SE696195-144830	Stor-Noren	Ljungan - SE42000	Jämtland - 23	Berg - 2326, Bräcke - 2305	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE696695-145160	Håtjärnen	Ljungan - SE42000	Jämtland - 23	Bräcke - 2305	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE697853-143720	Näkten	Indalsälven - SE40000	Jämtland - 23	Berg - 2326, Östersund - 2380	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE698516-151440	Ansjön	Ljungan - SE42000	Jämtland - 23	Bräcke - 2305	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE698758-155293	Ödingen	Ångermanälven - SE38000	Jämtland - 23	Ragunda - 2303	SE2	Måttlig	Allmänna förhållanden
SE700406-151335	Gesunden	Indalsälven - SE40000	Jämtland - 23	Ragunda - 2303	SE2	Måttlig	Allmänna förhållanden
SE702257-139377	Liten	Indalsälven - SE40000	Jämtland - 23	Åre - 2321	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE702436-142662	Trollsåstjärnen	Indalsälven - SE40000	Jämtland - 23	Krokom - 2309	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE702496-141704	Alsensjön	Indalsälven - SE40000	Jämtland - 23	Krokom - 2309	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE702626-142026	Själdret	Indalsälven - SE40000	Jämtland - 23	Krokom - 2309	SE2	Måttlig	Konnektivitet

SE704757-137129	Kvarnsjön	Indalsälven - SE40000	Jämtland - 23	Åre - 2321	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE696005-146210	Hungsjön	Ljungan - SE42000	Jämtland - 23	Bräcke - 2305	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE697089-137693	Över-Grucken	Ljungan - SE42000	Jämtland - 23	Berg - 2326	SE2	Måttlig	Hydrologisk regim
SE700602-149076	Stuguns Dämningsområde	Indalsälven - SE40000	Jämtland - 23	Ragunda - 2303	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE700675-153468	Degresjön	Indalsälven - SE40000	Jämtland - 23	Ragunda - 2303	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE702728-142174	Näldsjön	Indalsälven - SE40000	Jämtland - 23	Krokom - 2309	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE703462-139991	Kougstasjön	Indalsälven - SE40000	Jämtland - 23	Krokom - 2309	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE709435-152775	Lesjön	Ångermanälven - SE38000	Jämtland - 23	Strömsund - 2313	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE711735-145847	Hästjärnen	Ångermanälven - SE38000	Jämtland - 23	Strömsund - 2313	SE2	Måttlig	Allmänna förhållanden
SE707621-144395	Hotagen	Indalsälven - SE40000	Jämtland - 23	Krokom - 2309	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE715217-148165	Korsselet	Ångermanälven - SE38000	Jämtland - 23	Strömsund - 2313	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE718312-143250	Sipmesjaure / Sipmesjaevrie	Ångermanälven - SE38000	Jämtland - 23	Strömsund - 2313	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE701117-514360	Midskogsselet	Indalsälven - SE40000	Jämtland - 23	Ragunda - 2303, Östersund - 2380	SE2	Måttlig	Konnektivitet
SE666382-138835	Deglunden	Göta älv - SE108000	Värmland - 17	Hagfors - 1783	SE5	Måttlig	Allmänna förhållanden